



RAPPORT LNR 5278/2006

Vurderinger av tildekking av forurensede sedimenter, innkapsling av vraket, mudring og tiltakskostnader knyttet til vraket av U-864

**Sugemudring ved kjølen av U-864 høsten
2006**

U-864



Hovedkontor

Postboks 173, Kjelsås
0411 Oslo
Telefon (47) 22 18 51 00
Telefax (47) 22 18 52 00
Internet: www.niva.no

Sørlandsavdelingen

Televeien 3
4879 Grimstad
Telefon (47) 37 29 50 55
Telefax (47) 37 04 45 13

Østlandsavdelingen

Sandvikaveien 41
2312 Ottestad
Telefon (47) 62 57 64 00
Telefax (47) 62 57 66 53

Vestlandsavdelingen

Nordnesboder 5
5005 Bergen
Telefon (47) 55 30 22 50
Telefax (47) 55 30 22 51

Midt-Norge

Postboks 1266
7462 Trondheim
Telefon (47) 73 54 63 85 / 86
Telefax (47) 54 63 87

Tittel Vurderinger av tildekking av forurensede sedimenter, innkapsling av vraket, mudring og tiltakskostnader knyttet til vraket av U-864	Løpenr. (for bestilling) 5278/2006	Dato 04.10.2006
	Prosjektnr. Undernr. 26234	Sider Pris 57
Forfatter(e) Frode Uriansrud Jens Skei	Fagområde Miljøgifter	Distribusjon Lukket
	Geografisk område Hordaland	Trykket NIVA

Oppdragsgiver(e) Kystdirektoratet	Oppdragsreferanse Gunnar Gjellan
--------------------------------------	-------------------------------------

Sammendrag

NIVA ble av Kystverket våren 2006 forespurt om å gjennomføre en vurdering av tildekking av de mest forurensede sedimentene rundt vraket av U-864 som potensiell tiltaksmetode, mulig innkapsling eller forsegling av vrakdelene, miljøkonsekvenser knyttet til mudring i området ved vraket og kostnadsestimat knyttet til tiltak. Det operasjonelle tiltaks målet med sedimentopprydding rundt ubåtvraket er å sørge for at innholdet av kvikksølv i sedimentene ikke overskrider 3 mg/kg Hg etter at tiltaket er gjort (SFTs krav). Det regionale miljømålet vil være å hindre at vraket og dets omgivelser blir en fremtidig forurensningskilde og bidrar til forhøyet forurensningsnivå i sjømat. Det anbefales tildekking av sedimentene som er mest forurensset, mens mudring må begrenses til det som er nødvendig for å komme til vraket for inspeksjon og eventuelt uthenting av kvikksølv fra vraket. Tester som NIVA har gjort, viser at selv tynne lag med dekkmasser er effektive i forhold til utlekking av kvikksølv fra sedimentene. Det anbefales likevel i dette tilfelle å dekke til med for eksempel ca. 50 cm olivinsand med et øvre lag på 20 cm med grus som beskyttelse mot erosjon. Vrakets slik det ligger i dag utgjør en potensiell forurensningskilde dersom det inneholder kvikksølv. Det anbefales i så fall å innkapsle vraket med betong eller annet egnet materiale. Det er forbundet meget stor og uforutsigbar miljørisiko å heve vraket. Det er gjort grove estimater på tiltakskostnader. For å dekke til 30.000 m² forurensset sediment med olivinsand og et gruslag over som skal hindre erosjon, er kostnadene beregnet til 22-30 mill NOK.

Fire norske emneord	Fire engelske emneord
1. Tildekking	1. Capping
2. Kvikksølv	2. Mercury
3. Sediment	3. Sediments
4. Ubåt U-864	4. Submarine U-864

Prosjektleder
Frode Uriansrud



Forskningsleder
Kristoffer Næs



Ansvarlig
Jarle Nygaard

**Vurderinger av tildekking av forurensede sedimenter,
innkapsling av vraket, mudring og tiltakskostnader
knyttet til vraket av U-864**

Forord

NIVA ble av Kystverket våren 2006 forespurt om å gjennomføre en vurdering av tildekking av de mest forurensede sedimentene rundt vraket av U-864 som potensiell tiltaksmetode, mulig innkapsling eller forsegling av vrakdelene og miljøkonsekvenser knyttet til mudring i området ved vraket. I tillegg er vi bedt å gjøre et kostnadsestimat knyttet til tiltak.

Hovedmålsetningen med prosjektet er å bidra til at Kystverket har et best mulig beslutningsgrunnlag i forbindelse med valg av tiltaksmetoder høsten 2006.

Arbeidet inngår som den del av planleggingen i forbindelse med valg av tiltaksmetoder ved vraket av U-864 utenfor Fedje.

Kontaktperson hos Kystdirektoratet (Oppdragsgiver) har vært Gunnar Gjellan. Prosjektleder på NIVA er Frode Uriansrud. I tillegg har Ivar Dahl, Tom Mortensen, Oddbjørn Pettersen, Sigurd Øxnevad, Ingar Becsan, Per Ivar Johannessen og Jens Skei fra NIVA vært medarbeidere i prosjektet. Kristoffer Næs og Jarle Nygaard har vært ansvarlig for kvalitetssikring.

Bergen, 15.10 2006

Frode Uriansrud

Innhold

Sammendrag	6
Summary	10
1. Innledning og bakgrunn	13
2. Forslag til miljømål for området	14
3. Erfaringer knyttet til tildekking av forurensede sedimenter	15
3.1 Tildekkingspremisser	17
4. Mulighetsstudie (feasibility study) knyttet til sedimenttiltak ved U-864	17
4.1 Tildekking av kvikksølvforurensede sedimenter	18
4.2 Krav til tildekkingsmassene	21
4.2.1 Materialets fysiske egenskaper	21
4.2.2 Materialets kjemiske/innovative egenskaper	26
4.2.3 Dekkmassenes effekter på organsimer	26
4.3 Utlekking og utforming av dekklag og armeringslag	27
4.3.1 Dekklag.	29
4.3.2 Armeringslag	30
4.4 Tildekking av forurensede sedimenter – nøkkelfaktorer	31
4.5 Fordeler og ulemper med tildekking ved vraket av U-864	32
4.5.1 Fordeler med tildekking	32
4.5.2 Ulemper med tildekking	33
4.6 Teknisk utførelse	33
4.6.1 Forundersøkelser	33
4.6.2 Gjennomføring at selve tiltaket (tildekking)	33
4.6.3 Etterkontroll og miljøovervåkning	34
5. Mulighetsstudie (feasibility study) knyttet til tiltak på selve ubåt-vraket	35
5.1 Innledning	35
5.1.1 In-situ innkapsling av vraket	35
6. Eksperimentelle studier knyttet til effekten av ulike typer dekkmasse og design av dekklag	38
6.1 Formål	38
6.2 Vurderte dekkmasser	38
6.3 Eksperimentelt arbeid - metoder	40
6.3.1 Feltarbeid	40
6.3.2 Eksperimentell design på Marin Forskningsstasjon Solbergstrand	40
6.3.3 Kjemiske analyser	43
6.4 Resultater	45
6.4.1 Vannprøver	45
6.4.2 Sedimentprøver	45
6.5 Konklusjoner - eksperimentelt arbeid	46

7. Miljøutfordringer knyttet til miljømudring	47
7.1 Formål	47
7.2 Nasjonale og internasjonale erfaringer	47
7.3 Fordeler og ulemper ved mudring nær vraket av U-864	49
8. Kostnadsoverslag i forbindelse med tildekking og innkapsling av vrakdeler	51
8.1 Formål	51
8.2 Tildekking av sedimenter – kostnader	51
8.3 Innkapsling av vraket – alternative metoder og kostnader	53
9. Referanser	54
Vedlegg A. Input-data - capping model	58
Vedlegg B. Synspunkter fra Sediment Management Working Group (SMWG) - møte i september 2006.	59

Sammendrag

Vraket av ubåt U-864 utenfor Fedje har vært gjenstand for undersøkelser i flere år. Disse har omfattet bestemmelse av størrelsen på området som er influert av kvikksølvforurensning, om kvikksølvet i hovedsak befinner seg i vraket eller utenfor, vurderinger av miljørisiko, vurderinger av vrakets tilstand samt naturgitte forhold på stedet (bunntopografi, sedimenttype, strømforhold etc.). Ubåtprosjektet er nå over i en fase hvor tiltak vurderes. Selv om det er påvist betydelig kvikksølvforurensning i området og som dermed representerer en miljørisiko, er det fortsatt er knyttet mye usikkerhet til lokalisering av kvikksølvbeholdere. Det er foreløpig kun lokalisert en beholder.

Denne rapporten inneholder forslag til miljømål knyttet til tiltak, erfaringer (nasjonalt/internasjonalt) når det gjelder mudring samt en mulighetsstudie (feasibility study) knyttet til sedimenttiltak og tiltak på selve vraket av ubåten. Videre er det gjort eksperimentelle undersøkelser som simulerer tildekking med ulike typer materiale og deres evne til å stoppe kvikksølvlekkasje fra sedimentene. Det er også gjort en vurdering av utfordringer knyttet til å mudre i vrakområdet.

Til slutt er det gjort et forsøk på å estimere kostnader knyttet til tildekking av sedimentene rundt vraket samt også en eventuell innkapsling av vraket. Det bør påpekes at disse kostnadsoverslagene er svært grove ettersom det er lite relevant erfaringsmateriale å bygge på.

Arbeidet gir grunnlag for følgende konklusjoner og anbefalinger:

Miljømål.

- SFT har i forbindelse med sin tillatelse til mudring av forurenset sediment nær vraket definert "rene" sedimenter som sedimenter hvor kvikksølvinnholdet er mindre enn 3 mg/kg kvikksølv (tilstandsklasse III). Dette kan derfor fungere som et operasjonelt tiltaksmål i nærområdet til vraket.
- Det regionale miljømålet med tiltaket bør være å gjøre tiltak som hindrer at vraket og dets nærområde vil være en forurensingskilde for fremtiden, samt hindre at vraket og de forurensete sedimentene bidrar til forhøyet kvikksølvinnhold i sjømat (fisk og skalldyr).

Tiltak knyttet til sedimentene (mulighetsstudie)

Null-tiltak

- Mulighetsstudien slår fast at valg av null-tiltak (inget aktivt tiltak, men kun naturlig forbedring) knyttet til sedimentene innenfor en radius på ca 100-150 m fra vraket, ikke er aktuelt. Grunnen er at nivåene av kvikksølv i sedimentene innenfor influensområdet (ca. 30.000 m²) stedvis er svært høye og den naturlige sedimenttilveksten svært liten.

Mudring

- I forhold til tildekking er miljømudring et langt mer risikabelt tiltak. Mudring gir svært ofte en restforurensning. I tillegg er det vanskelig å unngå en omfattende spredning av finpartikulært materiale under selvemudringsoperasjonen. Dette er spesielt en utfordring når det skal mudres på stort vanddyp og det faktum at det er sterke

bunnstrømmer i det aktuelle området. Vår anbefaling er derfor at mudring i størst mulig grad unngås og at det eventuelt begrenses til mudring nær kjølen for å kunne inspisere vrakets innhold av kvikksølv.

Tildekking

- Tildekking av de mest forurensede sedimentene vil sterkt redusere risiko for spredning av kvikksølv til andre områder, samt bidra til at dyr som lever i sedimentet blir mindre eksponert for kvikksølv. Det vil også medføre at fisk som lever nær bunnen og som ernærer seg på sedimentlevende dyr, bli mindre eksponert. Effekten av en tildekking vil skje nesten umiddelbart. Tildekking av forurensede sedimenter er å betrakte som et permanent og evigvarende miljøtiltak, forutsatt at det er tilstrekkelig kildekontroll som hindrer ny forurensning av dekklaget og at dekklaget sikres mot erosjon.
- Det eksisterer en god del eksperimentelle data som alle viser effektiv isolering av forurensede sedimenter ved tildekking, selv ved bruk av tynne dekklag. I gjennomførte prosjekter med tildekking av kvikksølvforurensede sedimenter er det ingen indikasjoner på at tiltakene har vært mislykket.

Eksperimentelle undersøkelser av effekten av tildekking.

- Det er utført eksperimentelle undersøkelser på effekten av tildekking av kvikksølvforurensede sedimenter hentet inn fra nærområdet rundt vraket av U-864. Undersøkelsene ble gjennomført ved NIVAs marine forskningsstasjon på Solbergstrand. Utlekking av kvikksølv fra sedimentene og effekten av tildekking med 10 cm lag av henholdsvis sand, olivin, bauxitt og en blanding av sand og de andre stoffene, ble utført over en periode på 2 måneder.
- Resultatene var entydige. Uansett valg av dekkmasse vil selv et lag på 10 cm stoppe utlekkingen med tilnærmet 100 % effektivitet. Diffusjonshastigheten av forurenset porevannet vil ofte være så treg at en med et eksperimentelt forsøk på 2 mnd. ikke klarer å fange opp en fluks. For gjøre en tilnærming til langtidseffekten av tildekkingen må det derfor gjøres en modellering.

Modellering av kvikksølvtransport gjennom dekklaget.

- Det er mulig å anvende modeller for å beregne transporten (fluksen) av kontaminanter gjennom dekklaget. Basert på et areal på 30. 000 m² gir fluksmodelleringen (HSRC Capping Modell) gir en teoretisk transport av kvikksølv gjennom dekklaget tilnærmet lik null. Direkte målinger av kvikksølvfluksen fra sediment til vann nær vraket i 2005 gav en fluks på ca.4 kg/år (uten tildekning). De eksperimentelle undersøkelsene og den teoretiske fluksen stemmer overens og viser at transporten av kvikksølv gjennom dekklaget vil være ubetydelig.

Utforming av dekklaget.

- Ettersom vraket av ubåten ligger i et område med betydelig bunnstrøm og sedimenterosjon, er det viktig å bruke en dekkmasse som ikke eroderes. Vi foreslår derfor å bruke en to-lags tildekking med et finkornig dekklag (for eksempel olivinsand som har høy egenvekt) først og som har evne til å adsorbere kvikksølvet, og et

erosjonssikkert armeringslag bestående av grus og stein (kornstørrelse > 7-10 mm) øverst. Valg av masse skal godkjennes av SFT i henhold til utarbeidede kriterier.

- Tykkelsen av dekklag skal være tilstrekkelig for å hindre at dyr som lever i sedimentet graver seg ned i de forurensede massene. Den største graveintensiteten skjer i de øvre 10-15 cm, men det finnes enkelte arter som graver betydelig dypere.
- Ut fra de rådende bunnforholdene (meget ujevn bunn, mange vrakdelar etc.) anbefaler vi at dekklaget har en tykkelse på ca. 50 cm, mens armeringslaget har en tykkelse på ca. 20 cm. Vi anbefaler dette til tross for at målingene viser at tildekking med 10-20 cm sandig materiale kan være tilstrekkelig for å stoppe transporten av kvikksølv fra sediment til de overliggende vannmassene.

Tiltak på selve vraket.

- Det er svært viktig å avklare i hvilken grad vraket inneholder kvikksølvbeholdere og om det kvikksølvet som befinner seg i vraket lar seg fjerne. Dersom en eller flere av vrakdelene skulle vise seg å ikke inneholde kvikksølv, er det ut fra miljøhensyn ikke nødvendig å gjennomføre tiltak på selve vraket.
- Hvis det kan sannsynliggjøres at vraket inneholder kvikksølv, er det viktig å gjennomføre tiltak som hindrer at vraket blir en forurensingskilde i fremtiden.
- Det eksisterer lite erfaringsgrunnlag knyttet til tiltak for å hindre forurensing fra skipsvrak (med unntak av oljeforurensning). Som erfaringsgrunnlag er tiltaksplaner knyttet til vraket av "Estonia" i Østersjøen brukt.
- De tekniske mulighetene for å heve vraket er ikke vurdert. Men det er forutsatt at en heving vil innebære en stor teknisk operasjon som kan føre til økt forurensing som følge av forstyrrelser av de forurensede sedimentene. Stort vanndyp og sterke bunnstrømmer vil kunne føre til at miljøkonsekvensene er lite forutsigbare.
- Ved en heving av vraket må all ammunisjon i vraket fjernes før en kan gå i gang med fjerning av kvikksølvlasten. Dette vil være en risikofylt operasjon, også fra et miljøsynspunkt. Dersom ammunisjon skulle detonere, vil det kunne medføre store negative miljøkonsekvenser på grunn av fare for spredning av kvikksølv.
- Ut fra den argumentasjonen som er brukt ved vurdering av ulike planer knyttet til "Estonia" synes alternativet innkapsling med betong eller tilsvarende materialer å være det beste alternativet. Tiltaket bør avsluttes med nedgrusing i overgangen mellom innkapslingen (sakrofag) og sediment. Det forutsettes at vrakdelene som skal innkapsles blir stabilisert på forhånd slik at de ikke kan bevege seg etter innkapslingen.

Tiltakskostnader.

- Det foreligger svært forskjellige prisangivelser på tildekking av forurensede sedimenter. Det skyldes ofte forskjeller i hva som er inkludert i kostnadsestimatene. Vanddyp, tilgang på dekkmasser, transportkostnader etc. vil være avgjørende faktorer for kostnadene.
- Kartlegging av influensområdet tyder på at tildekking av et areal på 30.000 m² kan være et aktuelt tiltaksområde. Med et utgangspunkt på 250 NOK pr. m² (høyt anslag) kan vi estimere en tildekkingskostnad på ca. 7,5 mill NOK. I tillegg kommer frakt, utleggingskostnader, kontroll av dekklag, miljøovervåking, planlegging og eventuelt konstruksjon av støttemur slik at den totale kostnaden kan estimeres til ca. 22-30 mill NOK. Av dette utgjør båtkostnadene store deler av kostnaden (0.4-0,5 mill NOK per dag).
- Kostnader knyttet til innkapsling av vraket er svært usikre. Innkapsling av "Estonia" med betong ble kostnadsberegnet til 350 mill SEK i 1994 (ikke gjennomført). Det bør påpekes at "Estonia" var et stort skip med et areal på 3720 m², mens arealet av ubåten er ca.650 m², dvs. en faktor 6 i forskjell.

Summary

Title: Assessment of capping contaminated sediments, encapsulation of the wreck, dredging and costs related to submarine U-864

Year: 2006

Author: Frode Uriansrud and Jens Skei

Source: Norwegian Institute for Water Research, ISBN No.: ISBN-82-577-5006-9

Following several years of investigations near the wreck of the German war submarine U-864 outside Fedje, on the west coast of Norway, to estimate the area of mercury influence, the location of mercury containers, assessment of environmental risk, the physical status of the wreck and the environmental setting near the wreck (bottom topography, sediment type, currents etc.), the project is now moving into the remediation phase.

This report contains recommendations for environmental goals, international and national experience of dredging, feasibility study related to sediment remediation and remediation related to the wreck. Furthermore, experimental investigations simulating capping with different cap material and their ability to prevent mercury transport through the cap, have been undertaken. An assessment of the environmental implication from dredging near the wreck has also been performed.

Finally, cost estimates related to capping sediments and encapsulation of the wreck, have been done. It should be pointed out that the cost estimates are very preliminary and crude.

This work leads to the following conclusions:

Environmental goals.

- The State Pollution Authority (SFT) has issued a permission to dredge near the keel of the submarine. They have suggested that a concentration limit of 3 mg/kg Hg should not be exceeded after remediation. This will function as an operational goal.
- Additionally, an environmental objective should be to apply measures to reduce dispersal of mercury and to reduce the uptake of mercury in fish and shellfish. This will function as a regional goal.

Remediation of the sediments (feasibility study).

Natural recovery

- Based on the feasibility study monitoring of natural recovery (MNR) is not considered feasible in the area where high levels of Hg occur (30.000 m²) and were natural rate of sediment accumulation is expected to be very low.

Dredging

- Compared to capping dredging is considered as more risky. This is due to the problem of residual contamination as well as the problem of uncontrolled dispersal of contaminated sediments. Deep water dredging and dredging in areas of strong currents

is a challenge. We therefore recommend that dredging is restricted to areas close to the keel of the wreck for the purpose of inspecting the content of mercury inside the wreck.

Capping

- Capping of the most contaminated sediments will reduce the risk of dispersal and bioaccumulation of mercury in sediment living organisms, and further in fish and shellfish. It is expected that the positive effects of capping will occur immediately. Capping is considered as a permanent remedy, assuming source control and erosion control.
- Experimental work has demonstrated the efficiency of retaining contaminants, even using thin layer placement. Capping projects so far do not indicate failure.

Experimental investigations simulating capping.

- Experimental work on capping of contaminated sediments collected near the wreck of U-864 has been carried out at Solbergstrand, the marine experimental station owned by NIVA. The cap efficiency using a 10 cm layer of sand, olivine and bauxite and a mixture of the respective material was investigated during a period of 2 months.
- The results were synonymous. Independent on choice of cap material a layer of 10 cm shows approximately 100 % efficiency. The flux of contaminated pore water through a cap layer is very slow and a 2 month experiment is often not enough to detect a flux. This is why there is necessary to perform modelling of the long term contaminant flux.

Contaminant flux modelling.

- It is possible to apply models to estimate the flux of contaminants through caps. Modelling of mercury flux(HSRC Capping Model) through the capping layer in a 30000 m² large area indicate a flux close to zero. This is very low compared to measured mercury flux from U-864 sediments without capping (4 kg/yr).

Cap design,

- The submarine is located in an area of high velocity bottom currents and erosion and it is of great importance to select cap material which is not eroded away. We recommend applying a two layer cap consisting of fine grained material (for example olivine sand with high specific gravity) and a layer of gravel on top to protect the cap against erosion.
- The cap thickness should normally be beyond the depth of bioturbation. The most intensive bioturbation takes place in the upper 10-15 cm, although there are species bioturbating at greater depths.
- It is important to select a cap material which is suitable and site specific. The choice of cap material should be approved by the Norwegian pollution authorities (SFT).
- Based on the bottom conditions (uneven surface, many wreck fragments) it is recommended to apply a cap thickness of 50 cm and a top layer of gravel of 20 cm thickness.

Recommended sediment remediation..

- Sediment remediation has both advantages and disadvantages. It is important to select a remedy which is predictable in terms of environmental risk. Capping is considered as a low risk remedy.
- Capping of the most contaminated sediments is recommended. This corresponds to an area of 30.000 m².

Remediation of the wreck.

- It is very important to investigate if the wreck contains mercury containers and to what extent these mercury containers can be removed. If the wreck does not contain mercury it cannot be argued from an environmental viewpoint that the wreck should be removed.
- If it can be justified that the wreck contains mercury, action must be taken to avoid that the wreck will become a source of pollution in the future.
- Little experience on how to avoid contamination from ships wrecks exists (except for oil pollution). A comparison has been made with remediation plans regarding the wreckage of "Estonia" in the Baltic Sea. This wreck contains 800 dead bodies, while submarine U-864 contains 70 dead bodies.
- The removal of the wreck has not been evaluated from a technical point of view. It is assumed that removal will imply a major technical operation which may increase the risk of contamination due to disturbance of contaminated sediments. Large water depth and strong currents could lead to unpredictable environmental risks.
- A potential removal of the wreck would imply removal of all explosives prior to the removal. This is considered as a high risk operation, also from an environmental point of view, due to the risk of a large scale dispersal of mercury.
- Based on the plans of encapsulation of "Estonia" we consider encapsulation of the submarine using concrete or a similar material as the best alternative. Placement of gravel in the contact area between the mattresses and the sediment will secure the construction. It will be necessary to make sure that the fragments to be encapsulated is in a stable position prior to the encapsulation.

Remediation costs.

- A variety of cost estimates exist on sediment capping depending on what is included or excluded. Additionally, water depth, assess of cap material transport costs etc. will influence the total costs.
- Crude estimates suggest that capping of an area of 30.000 m² would be in the order of 7,5 mill NOK (250 NOK per m² is a high estimate). If transport and cost related to placement of cap are included the total cost is estimated to 21-30 mill NOK.
- Costs related to encapsulation of the wreck are even more unpredictable and uncertain. The planned costs of encapsulation of "Estonia" were 350 mill SEK in 1994 (not implemented). It should be pointed out that "Estonia" was a large ship (area 3720 m²). Compared to the area of the submarine, the "Estonia" is 6 times larger.

1. Innledning og bakgrunn

NIVA er bedt av kystverket om å utrede tildekking av de mest forurensede sedimentene rundt ubåt-vraket utenfor Fedje som potensiell tiltaksmetode, innkapsling eller forsegling av vrakdelene og miljøkonsekvenser knyttet til mudring i området ved vraket. I tillegg er NIVA bedt om å gjøre et kostnadsestimat knyttet til tiltak.

Hovedmålsetningen med prosjektet er å bidra til at Kystverket har et best mulig beslutningsgrunnlag i forbindelse med valg av tiltaksmetoder høsten 2006.

Tilbudet omfatter følgende arbeidsoppgaver:

1. Utarbeide en state-of-the art utredning om hva kunnskapsnivået er på tildekking og eventuelt innkapsling av større objekter på sjøbunnen (slik som skipsvrak).
2. Bruke kunnskapen framkommet i 1. til å gjøre en feasibility study (mulighetsstudie) knyttet til tiltak på U-864 (fordeler og ulemper).
3. Undersøke effekten av ulike typer tildekkingsmateriale og design av dekklag på utlekking av kvikksølv fra sedimentene (eksperimentelt arbeid).
4. Gjøre en vurdering av miljøutfordringer knyttet til ulike mudringsmetoder og en betraktning av mudring som miljøtiltak.
5. Gjøre grove overslag over kostnadene i forbindelse med tildekking og innkapsling av vrakdelene.

Dette vil kunne gi svar på følgende sentrale spørsmål som vil være en viktig del av beslutningsgrunnlaget:

1. Framskaffe erfaringsgrunnlag for tildekking og innkapsling fra nasjonale og internasjonale prosjekter for å øke tilliten til at de valg av tiltaksmetoder som blir gjort er basert på best tilgjengelig kunnskap (BAK) og best tilgjengelig teknologi (BAT).
2. En mulighetsstudie hvor tilgjengelig kunnskap anvendes på de spesielle forholdene knyttet til ubåt-vraket ved Fedje (stort vanddyp, komplisert bunntopografi og en uvanlig forurensingssituasjon (metallisk kvikksølv i store mengder) vil avdekke hva som er realistisk å oppnå ved et tiltak (oppnåelse av miljømål, teknisk gjennomførbarhet etc.).
3. Kvantifisere effekten av utlekking av kvikksølv fra de forurensede sedimentene uten tildekking, med tildekking av sand, bauxite og olivin og med tildekking av sand i kombinasjon med tilsetningsstoffer (bauxite eller olivin) som kan ha positiv effekt på immobilisering av kvikksølv. Dette vil styrke beslutningsgrunnlaget i forhold til hva slags dekkmasse som bør velges. Det er forutsatt at dekkmassen skal overlages med grusig materiale for å sikre mot erosjon.
4. Det eksisterer etter hvert et betydelig erfaringsmateriale når det gjelder miljøeffekter av mudring (positive og negative) og det vil være viktig for Kystverket å bli kjent med dette erfaringsmaterialet når tiltaksvalg skal gjøres.
5. Det er viktig at de tiltak som gjøres er mest mulig kost-effektive og at miljøgevinsten står i forhold til investeringen. Framskaffe erfaringstall for tiltakskostnader vil derfor være en viktig del av beslutningsgrunnlaget. Det bør påpekes at erfaringstallene må kun betraktes som tentative og grove estimater.

In-situ capping eller tildekking refererer seg til plassering av dekklag med rent materiale over forurensede sedimenter. Slike dekklag består vanligvis av rent sediment (sand eller grus), men kan også omfatte geotekstiler, membraner eller tilsatt ulike typer materiale (f.eks. organisk karbon) som bidrar til å redusere fluksen av miljøgifter fra det forurensede sedimentet til vannfasen. Et dekklag er normalt designet for å redusere miljørisiko knyttet til forurensede sedimenter i forbindelse med følgende funksjoner:

- Fysisk isolering av forurenset sediment for å unngå direkte eksponering
- Redusere organismers mulighet til å transportere miljøgifter gjennom dekklaget
- Stabilisere forurensede sedimenter og redusere muligheten for erosjon og oppvirvling
- Kjemisk isolering for å redusere eksponering for forurenset porevann

Fordelen med tildekking som tiltak er at miljøgevinsten oppnås umiddelbart. Sammenlignet med mudring krever tildekking dessuten ubetydelig infrastruktur. I tillegg er utlegging av dekklag forbundet med langt mindre risiko sammenlignet med for eksempel mudring. Mudring med etterfølgende deponering legger beslag på store arealer og gir grunnlag for brukerkonflikter. Dette er ikke tilfelle ved tildekking i samme grad.

Ulempen kan være at dersom dekklaget ikke er tilstrekkelig dimensjonert kan effekten av tiltaket bli redusert. En annen potensiell ulempe er at hvis det brukes dekkmasser som ikke gir grunnlag for bunnfauna så kan de områdene som tildekkes bli lite produktive.

2. Forslag til miljømål for området

Sedimentrettede tiltak innebærer gjennomføring at tiltak som på lang sikt sikrer at miljørisikoen knyttet til vraket av U-864 er minimal. Dette innebærer tiltak både rettet mot selve vraket og sedimentene i nærområdet. Tiltakene som iverksettes må på en best mulig måte sikre at det ikke forekommer spredning av kvikksølv til områdene rundt som medfører fare for økt opptak av kvikksølv i fisk og skalldyr som overstiger anbefalte grenseverdier for kvikksølv i sjømat.

SFT har i forbindelse med sin tillatelse til mudring av forurenset sediment nær vraket definert ”rene” sedimenter som sedimenter som har et kvikksølvinnhold som ikke overskrider 3 mg/kg kvikksølv (tilstandsklasse III). Dette innebærer at det operative, etterprøvbare tiltaks målet må være at ingen overflatesedimenter, etter at alle tiltak er gjennomført, skal ha et kvikksølvinnhold som overskrider 3 mg/kg. Sedimenter med et høyere kvikksølvinnhold må enten fjernes eller tildekkes.

I tillegg til operative tiltaks mål er det vanlig å sette langsiktige forvaltningsmål som gjelder et større geografisk område rundt tiltaksområdet (se Nasjonalt Råd for Forurensede Sedimenter, 2006). Det overordnede nasjonale målet med sedimenttiltak, som er nedfelt i St. meld nr. 12, er at *”konsentrasjonene fra tidligere tiders utslipp skal ned til et nivå som ikke gir alvorlige biologiske effekter eller alvorlige virkninger på økosystemet”*.

Målene må være realistiske og kostnadene må stå i forhold til nytteverdien (miljøgevinsten). Det vil derfor være ulike ambisjonsnivåer knyttet til miljømål. Et ambisjonsnivå er knyttet til utnyttelse av et område til fritidsfiske, yrkesfiske og oppdrett. Her vil kravet være at nivået av miljøgifter i sjømat ikke skal overskride Mattilsynets anbefalinger om konsumgrenser. Det

bør påpekes at det ikke er noen direkte kobling mellom nivåer i bunnsedimenter og sjømat, selv om det viser seg ofte at områder med kostholdsråd også har forurensede sedimenter. Det mest omfattende ambisjonsnivået, er å sikre at kvaliteten på bunnsedimentene ikke skal ha negative effekter på områdets økologiske status. Også her er det tokningsproblemer, fordi det er vanskelig å finne en direkte kobling mellom forurensingsgrad i sedimentene og for eksempel biodiversitet i bunnfaunaen. Jo mer ambisiøse mål som settes i forbindelse med sedimenttiltak, jo høyere tiltakskostnader må forventes.

3. Erfaringer knyttet til tildekking av forurensede sedimenter

Det er etter hvert blitt opparbeidet en betydelig erfaring med tildekking som tiltaksmetode internasjonalt. I USA er tildekking blitt valgt som metode på 15 "Superfund sites" (sterkt forurensede områder). Noen steder er tildekking blitt brukt som eneste metode, mens i andre tilfeller er tildekking brukt i kombinasjon med mudring eller 0- tiltak (naturlig rehabilitering). De fleste tildekkningene er gjennomført de senere år, noe som medfører at det ikke eksisterer gode overvåkningsdata tilbake i tid. Områdene der tildekking av kvikksølvforurenset sediment er gjennomført er på relativt grunt vann. Tabell 1 gir en oversikt over lokaliteter der det er gjennomført tildekking av kvikksølvforurensede sedimenter.

Tabell 1. Prosjekter relatert til tildekking av kvikksølvforurensede sedimenter

Prosjekt /område	År	Kommentarer	Kilde
Pier 51 Forge terminal, Elliott bay, Seattle Washington	1989	Tildekket med grov sand. Det er ikke påvist migrasjon av kvikksølv inn i tildekkingslaget. Tildekkingslaget var ca 1 meter tykt.	1
East Eagle Harbor/Wyckoff Bainbridge Island, Washington	1994	Tildekket med sand. Dekklaget var ca. 0,3-1 m tykt. Overvåkningsresultater konkluderer med at det er gjennomført en effektiv isolasjon av forurensingen. Noe forurensing ble påvist i overflaten på tildekkingslaget. Dette var trolig forårsaket av dårlig kildekontroll.	1
West Eagle Harbor/Wyckoff Bainbridge Island, Washington	1997	Tildekket med sand. Dekklaget var ca. 0,15-1 m tykt. Overvåkningsresultater konkluderer med at det er gjennomført en effektiv isolasjon av forurensingen.	1
Log Pond Bellingham Bay	2001	To års overvåkning indikerer at alle prøvene fra tildekkingsmaterialer er under de fastsatte grenseverdiene (0,58 mg/kg). Det her ikke forekommet migrasjon av kvikksølv inn i tildekkingslaget. 5 års overvåkning pågår. Resultatene er ikke klare.	1
GP Log Pond Whatcom Waterway Bellingham	2000	Tildekket med fin til grov sand. Dekklaget var ca. 0,15-2 m tykt. Forløpig ikke påvist migrasjon av kvikksølv inn i tildekkingslaget. Det pågår overvåkning i området som viser at tildekking av sedimentene har vært en suksess.	1
10 West Eagle Harbor/Wyckoff Bainbridge Island, Washington	1997	Tildekket med sand. Dekklaget var ca. 0,15 m tykt. Mudring av "hot spot" områder Det er ikke påvist migrasjon av kvikksølv inn i tildekkingslaget. Overvåkning pågår.	1
Middle Waterway Commencement Bay. Tacoma, Washington	2003	Ingen foreløpige resultater. Overvåkning pågår. Kombinert tildekking og mudring.	1
Lockheed Shipyard Elliott Bay	2003	Kvikksølvforurensede sedimenter ble dekket til med minimum 60 cm rent sediment. Overvåkning pågår.	1

	2005		
Todd Shipyard Elliott Bay	2005	Kvikksølvforurensede sedimenter ble dekket til med minimum 60 cm rent sediment. Overvåkning pågår.	1
East Watervay, Port of Seattle	2003 - 2005	Mudring av forurensede sedimenter førte ikke til at en nådde sedimentkvalitetskriteriene satt for prosjektet. Mudrede områder ble dekket til med ren sand etter mudringen. Nye undersøkelser gjøres i 2006. Overvåkning pågår.	1
Puget Sound Naval Shipyard	2000 - 2001	Tildekking av 200.000 m ³ mudret kvikksølvforurenset sediment med ca 0,3-1,2 m sand og rene masser fra nærområdet. Tiltaket inkluderte mudring, plassering av masser i strandkantdeponi (CDF) og tykk- og tynnsjikttildekking	1
Pacific Sound, Seattle, Washington	2003	Tildekking av kvikksølvforurensede sedimenter på tidevannsfater ned til ca 72 meters dyp. Tildekking i sterkt hellende terreng (18-21 grader). Tildekking med ren sand, grus og stein.	1
Alcoa Lavaca Bay, Texas.	2002	Mudret ca. 530.000 m ³ forurenset sediment som ble plassert i landdeponi. Sedimenter som ikke mudres vil kun overvåkes og gjennomgå en naturlig forbedring med tiden. Landtidsovervåkning av området satt i gang.	1
Eitrheimsvågen (Odda)	1992	Tildekking av sedimenter fra Odda har vist mellom 90-98% reduksjon i lekkasjen av metaller. Tildekkingen av Eitrheimsvågen var teknisk vellykket, men mangel på kildekontroll har ført til at dekkmassen er blitt forurenset på nytt. Det ble lagt ut ca 90.000m ² fiberduk over sterkt forurensede sedimenter fra 0-12 meters dyp. Oppå duken ble det plassert et ca. 30 cm tykt sandlag.	1
Minamata Bay	1977 - 1988	Ca. 1.500.000 m ³ sedimenter ble mudret og plassert i strandkantdeponi. De sterkt forurensede sedimentene i strandkantdeponiet ble deretter dekket til med ca 2,8 m rene masser. Tildekking av sterkt kvikksølvforurensede sedimenter med geotekstil og sand. Nivåene av kvikksølv i fisk har gått kraftig ned etter tiltaket.	1
København havn (pilotstudie)	2004	Tildekkingslaget har vist seg å holde tilbake kvikksølv. De 4 nederste cm av tildekkingslaget har noe forhøyede kvikksølvkonsentrasjoner trolig som følge av innblanding av forurenset sediment under utlekking av tildekkingslag og/eller diffusjon av kvikksølv fra de underliggende forurensede massene. Geotekstil over og under sand. Sand med varierende tykkelse.	2
Onondaga Lake	2006 - 2007	Ikke startet	4
Navy Dodge Pond Site,	2006	Tildekking med reaktivt materiale (bauxitt). Resultater ikke ferdig.	5
Hamilton harbor	1995	Tildekking med ca. 35 cm sand. Resultater ikke klare.	1
Port of Seattle Pier 64/65	1994	45 cm tildekkingslag over et sediment forurenset med Hg, PAH, PCB. Overvåkning av tildekkingslaget i 2004 viste at dekklaget har isolert de underliggende sedimentene. Kvikksølvkonsentrasjonen i dekklaget overskred grenseverdier ved en stasjon. Nedre deler av dekklaget hadde noe forhøyede Hg og PCB konsentrasjoner.	3

Kilde: ¹-Summary of contaminated sediment projects (Danny Ribbe, 2004).

²-Rønberg et al. 2006-internett

³-Erickson et. al. 2004

⁴ Pers. komm. Betsy Henry (US-EPA)

⁵ Gavaskar, A. 2006

Laboratorieundersøkelser har tidligere vist at in-situ tildekking effektivt kan redusere kvikksølvets påvirkning på overliggende vannmasser og organismer (Wang et al., 2004). Eksperimentelle undersøkelser foretatt på dekkmasser bestående av en blanding av sand og finere partikler har vist at kvikksølv og andre metaller blir effektivt adsorbent (Moo-Young et al., 2001). Dekklaget er tilsynelatende en god barriere for å hindre transport av kvikksølv fra de forurensede sedimentene til overliggende vannmasser. En av testene viste at dekkmassene

adsorberte 99,9 % av kvikksølv. I Hamilton havn, Canada er det gjennomført feltundersøkelser av et dekklag et år etter at et laget ble lagt ut over blant annet kvikksølvforurensede sedimenter. Disse undersøkelsene viste noe forhøyede kvikksølvverdier i noen av prøvene av dekklaget. Dette kan skyldes nye tilførsler av kvikksølv som indikerer at det ikke var kildekontroll i området da tiltaket ble gjennomført.

3.1 Tildekkingspremisser

Det er visse generelle forutsetninger som bør være tilstede for å kunne gjennomføre tildekking:

- Egnede dekkmasser i tilstrekkelig mengde bør helst være tilstede lokalt
- Dekklaget bør ikke komme i konflikt med annen infrastruktur (kabler, konstruksjoner av ulike slag)
- Tildekking bør ikke påvirke vanndybden på en slik måte at det skaper brukerkonflikter
- Det bør aksepteres at tildekking medfører restriksjoner på ankring og tråling i området
- Det bør aksepteres at tildekking medfører forstyrrelser av eksisterende bunnfauna og artssammensetning (kan virke både positivt og negativt)
- At sedimentet er av en slik beskaffenhet at det tåler vekten av et dekklag

4. Mulighetsstudie (feasibility study) knyttet til sedimenttiltak ved U-864

Målsettingen med mulighetsstudien er å belyse fordeler og ulemper (kravspesifikasjoner) knyttet til sedimenttiltak som tildekking og innkapsling i lys av hva som er realistisk å gjennomføre i forhold til teknisk utførelse og forventninger om miljøgevinst. Vurderingen baserer seg på erfaringer fra prosjekter nasjonalt og internasjonalt. Det gjøres oppmerksom på at mulighetsstudien kun tar hensyn til miljø og hva som er ansett som teknisk mulig for å ivareta miljøhensynet.

Identifisering av akseptable stedsspesifikke tiltaksmetoder omfatter vurderinger av ulike metoder som er tilgjengelig og som vurderes å være effektive på den spesifikke lokaliteten utenfor Fedje. Et tiltak ved vraket av U-864 vil innebære en rekke tekniske utfordringer blant annet fordi vraket og de forurensede sedimentene ligger på dypt vann, det er sterk strøm i området, miljøgiftkonsentrasjonene i sedimentene er lokalt meget høye og det er risiko for tilstedeværelse av sprenglegemer på sjøbunnen.

Det er lite sannsynlig at alle beholdere med kvikksølv som befinner seg på utsiden av vraket lar seg identifisere. Med utgangspunkt i antagelsen om at man kjenner det totale antallet kvikksølvbeholdere som ubåten var lastet med, og det lar seg gjøre å få en oversikt over hvor mange som befinner seg inne i kjølen i dag, vil omfanget av ikke gjenfunne beholdere kunne vurderes.

Mulighetsstudien vil derfor være knyttet til følgende scenarie:

- Kritisk vurdering av alternative tiltaksmetoder basert på eksisterende kunnskap om stedsspesifikke forhold og generell kunnskap basert på erfaring

4.1 Tildekking av kvikksølvforurensede sedimenter

Det er viktig å skille mellom *in situ* tildekking som foregår på det stedet hvor sedimentene ligger og tildekking av masser som er flyttet f.eks. til et undervannsdeponi. I forbindelse med U-864 saken så vil det dreie seg om *in situ* tildekking. EPA i USA definerer formålet med tildekking slik:

- Physical isolation of the contaminated sediment sufficient to reduce exposure due to direct contact and to reduce the ability of burrowing organisms to move contaminants to the surface;
- stabilization of contaminated sediment and erosion protection of sediment and cap, sufficient to reduce resuspension and transport to other sites; and/or
- chemical isolation of contaminated sediment sufficient to reduce exposure from dissolved and colloidally bound contaminants transported into the water column.

Det er viktig å skille mellom tildekking og innkapsling/isolering. Hvis det blir aktuelt å gjøre tiltak på selve vraket der hvor det ligger vil det være nødvendig å bruke en helt annen teknologi enn ved tildekking av kun sedimenter (se kap. 5).

0 –tiltak (natural recovery) vil ikke være et akseptabelt alternativ ved vraket av U-864 fordi det forventes at den naturlige sedimentasjonsraten er liten som følge av at store deler av området er utsatt for erosjon. Dette er derfor ikke behandlet videre.

In-situ tildekking av kvikksølvforurensede sedimenter er et av tiltakene som vurderes for å redusere faren for spredning av kvikksølv fra sedimentene nær vraket av U-864. Dette innebærer isolering av forurensede sedimenter ved tildekking med rene masser (Palermo, 1998). Det er allment akseptert at tildekking er en miljøakseptabel og kost-nytte-effektiv metode, selv om det gjenstår en del forskning for å kunne forutsi konsekvensene av tildekking på kort og lang sikt (Wang et al., 2004). Tildekking av forurensede sedimenter medfører en fysisk isolering av forurensede sedimenter fra dyr som lever i sedimentet, hindrer oppvirkning og reduserer migrasjonen (diffusjon) av kvikksølv fra de forurensede sedimentene til de overliggende vannmassene. Graden av tilbakeholdelse av forurensing i dekklaget avhenger av type dekkmasse og design av dekklag. Det kan være vanskelig oppnå full effekt ved å bruke en type dekkmasse.

I det marine miljø finnes noen dyptgravende organismer (ned til ca. 50 cm), men det hører med til unntakene. Normalt er bioturbasjonsdyptet begrenset til 10- 15 cm. Når dekklaget skal designes er det en fordel å kjenne til hvilke typer organismer som dominerer i området og hvor dypt de graver. Ved valg av dekktykkelse er det også viktig å vurdere konsolidering i dekklaget, spesielt hvis finkornet dekkmasse anvendes.

Tildekking av forurensede sedimenter er å betrakte som et permanent og evigvarende miljøtiltak, forutsatt at det er tilstrekkelig kildekontroll som hindrer ny forurensning av dekklaget. Tildekking vil føre til utpressing (adveksjon) av forurenset porevann som kan gi en kortvarig forverring av vannkvaliteten over sedimentet. Imidlertid vil dekklaget fungere som en buffersone hvor miljøgiftene adsorberes til partikler. Denne effekten vil variere med type dekkmasse. Finkornige masser vil ha bedre adsorpsjonseffekt, men vil samtidig lettere kunne

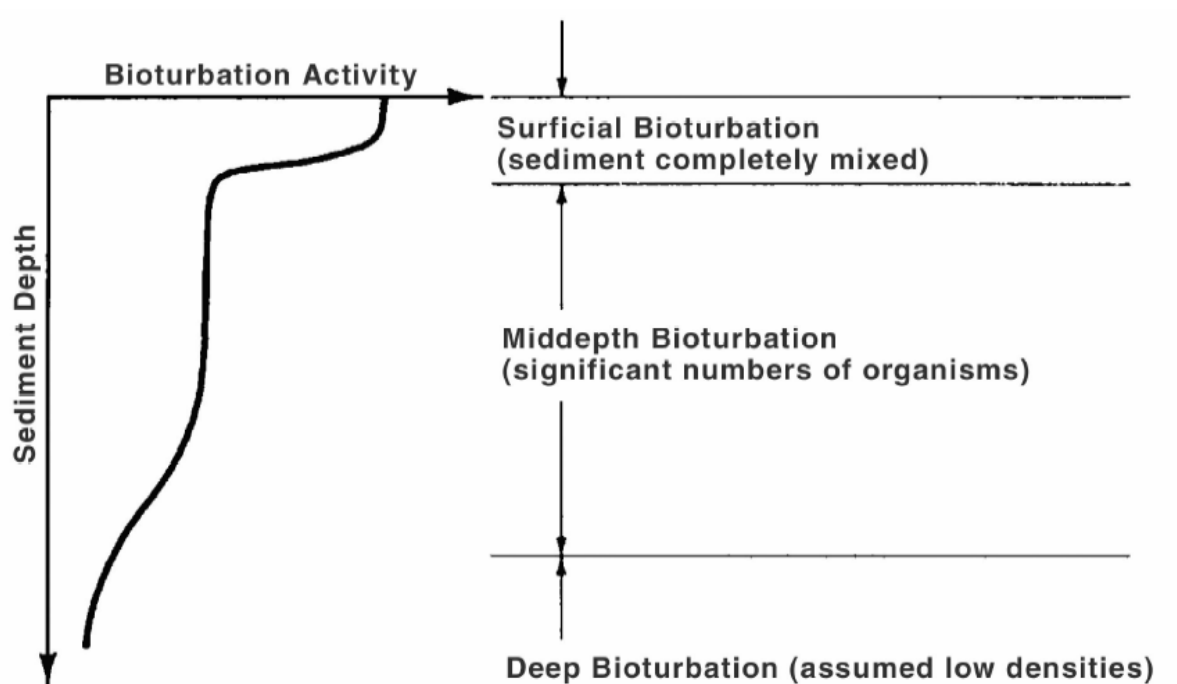
eroderes. Ulike dekkmasser egnet for tildekking av forurensede sedimenter rundt vraket av U-864 er testet ved NIVAs marine forskningsstasjon på Solbergstrand (kap. 6).

Tildekking kan være aktuelt ved tre senarioer

1. Tildekking av middels forurenset sediment
2. Tynnsjikttildekking etter en eventuell mudringsoperasjon
3. Mudring av "hotspot" områder og tildekking av det resterende forurensede arealet.

Dyrs gravende virksomhet (bioturbasjon) medfører økt vanninnhold i sedimentet, redusert kohesjon og økt utveksling av porevann med vann over sedimentet. Bioturbasjonen varierer også med årstiden, spesielt i det øverste sedimentlaget, hvor den biologiske aktiviteten ofte er styrt av tilførsler av "ferskt" organisk materiale (for eksempel utsynking av plankton). Bioturbasjonseffekten er størst helt øverst i sedimentet og den avtar med dypet (fig.1). Helt øverst er sedimentet fullstendig blandet og fremtrer ofte som et brunt oksidert topplag (ofte ned til 10 cm). Under dette laget lever færre organismer som graver dypere, slik at blandingsintensiteten er langt mindre (**Figur 1**). Lenger ned kan det være noen få organismer som graver ned til dyp > 30 cm, men det hører med til sjeldenhetene (**Figur 1**).

Når det gjelder valg av tykkelse på dekklag vil det bli en avveining om man ønsker å ta høyde for at det kan opptre organismer som graver dypere enn 30 cm eller om man vurderer tildekking som et tiltak som ikke nødvendigvis gir 100 % effekt, men kanskje 80% effekt. Ut fra et kost- nytte-perspektiv kan en større miljøgevinst oppnås ved å dekke til større arealer med forurenset sediment med et tynnere dekklag enn et mindre areal med et tykt dekklag. Området ved U-864 som kan være aktuelt å dekke til omfatter et så vidt lite i areal at det neppe vil være miljømessig hensiktsmessig å spare for mye på dekklagets tykkelse. Det foreslås derfor en optimal dekktykkelse på 40- 50 cm.



Figur 1. Figuren viser bioturbasjonsaktiviteten vertikalt i sedimentet (fra ERDC TN-DOER-C21).

Figur 2 viser et typisk bilde av de øvre 15 cm av et fjordsediment tatt med et sedimentprofilkamera.



Figur 2. Bilde av de øvre 15 cm av et fjordsediment tatt med SPI – kamera (sediment profile image) og som viser dyrs gravende virksomhet (foto: H.C.Nilsson, NIVA).

Tildekking av sedimenter med høyt organisk innhold kan skape et problem knyttet til gassutvikling. Unnvikelse av gass kan føre til at flyktige og løste forurensningskomponenter transporteres med gassen gjennom dekklaget. Dette vil føre til en betydelig reduksjon i dekklagets effektivitet i forhold til kjemisk isolasjon og stabiliteten til dekklaget. Elementært kvikksølv er som kjent flyktig og kan opptre i gassfase, men sedimentene rundt vraket har et beskjedent innhold av organisk materiale slik at gassproblemer i forbindelse med tildekking er lite sannsynlig. Gassproblemer i forbindelse med tildekking er størst i forbindelse med bruk av svært finkornige og diffusjonstette dekkmasser, eller ved bruk av organisk materiale i tildekkingen som foreslått av Van Oord (Notat Van Oord 2006).

I forurensede sedimenter vil det alltid foregå en diffusiv transport av miljøgifter som følge av oppbygging av konsentrasjonsgradienter i porevannet. Dekklaget vil spille en rolle som adsorbent for stoffer som transporteres via porevannet. Vanligvis vil den diffusive transporten av forurensningsstoffer være en sakte prosess som kan modelleres. I tillegg skjer det en advektiv transport som følge av kompaksjon og denne forsterkes dersom det skjer en utstrømming av grunnvann (det kan også skje på havbunnen). For å øke dekklagets adsorptive egenskaper vil de i noen tilfeller være nødvendig å tilsette dekklaget stoffer som har disse egenskapene.

Når sand brukes som dekkmiddel er det fordelaktig å bruke ”naturlig” sand fordi denne ofte inneholder noe organisk materiale i motsetning til ”produsert” sand fra pukkverk (”maskinsand”) som er fri for organisk materiale. Det er dessuten gjort en rekke tester på bruk av additiver til sand (aktivt kull, zeolitter, jern-holdige mineraler), enten som separate dekklag under sandlaget eller iblandet sanden (Wang et al., 2004).

4.2 Krav til tildekkingsmassene

Statens forurensningstilsyn (SFT) har fått utarbeidet en rapport (TA2143-2005) som beskriver kunnskapsbehovet ved valg av dekkmasser. Det er et behov for kunnskap om:

- Materialets fysiske egenskaper
- Materialets kjemiske og innovative egenskaper
- Materialets effekt på organismer

4.2.1 Materialets fysiske egenskaper

Materialets fysiske egenskaper er både knyttet til materialets evne til å motstå erosjon/oppvirvling, sedimenteringsegenskaper ved utlegging av laget, evnene til å unngå utrasninger og evnen til å redusere utlekking av miljøgifter.

Materialer som søkes brukt som dekkmasser må ha tilstrekkelig dokumentasjon/informasjon om massens opphav, eventuelt prosessering, samt en basiskarakterisering av materialet. Materialer kan forkastes på grunnlag av innhold av totalt organisk karbon ($> 0,5\%$), tilstedeværelse av potente antropogene miljøgifter (overskridelse av tilstandsklasse 1, SFT 97:03) og kornstørrelse. Materialer som ikke forkastes av de nevnte årsaker, kan karakteriseres som egnet under forutsetning av at innholdet av miljøgifter er i tilstandsklasse 1 (Molvær et al 1997). Materialer som ikke forkastes må gjennomgå videre testing (bla utlekkingstester).

Det er viktig å gjøre en grundig vurdering av forholdene på stedet som skal tildekkes. Det gjelder spesielt fysiske forhold (f.eks. strømforhold, tidevann, bunntopografi, vanddyp, sediment stabilitet, utrasningsfare, mulig grunnvannsutstrømming). De fleste av disse parametrene er godt kartlagt rundt vraket av U-864 (Geoconsult rapport 2005, Uriansrud et al. , 2005 Uriansrud et al. 2006). Sterkt skrånende bunn er en større utfordring i forbindelse med utlegging av dekklag. Hvis dekklaget tilføres via lekter i overflatevannet vil avstanden til bunnen være bestemmende for hvor mye dekkmassene spres og hvor tynne eller tykke lag som etableres. Jo større vanddyp, jo tynnere sjikt. Dekklag er også enklere å etablere i lav-energiområder. Men de kan også etableres i strømrrike områder forutsatt at kornstørrelsen er tilpasset strømforholdene, slik at massene ikke eroderes vekk. I tillegg bør kornfordelingen på dekklaget være slik at den i minst mulig grad tillater diffusjon og adveksjon av kvikksølv gjennom dekklaget.

Tabell 2 viser egnet kornfordeling på dekkmasser i forhold til kornfordelingen i de forurensede sedimentene som skal dekket til. De forurensede sedimentene består hovedsakelig av sand.

Tabell 2. Skjematisk framstilling av dekkmassenes fysiske egnethet i forhold til den forurensede sedimentets fysiske egenskaper (fra TA 2143-2005). Tabellen tar ikke hensyn til materialets egnethet i forhold til å hindre spredning av miljøgifter gjennom dekklaget som må vurderes stedspesifikt. Rød kvadrat indikerer kornfordelingen som kan være egnet for tildekking av forurensede sedimenter ved vraket av U-864.

		Tildeckingsmaterialer				
		Grusig	Sandig	Siltig	Leirig	
forurensede sedimenter	Grusig	Meget godt	Godt	Ikke egnet	Ikke egnet	Primærlag
			Kan brukes	Ikke egnet	Ikke egnet	Sekundærlag
	Sandig	Kan brukes		Ikke egnet	Ikke egnet	Primærlag
		Meget godt	Meget godt	Kan brukes	Ikke egnet	Sekundærlag
	Siltig	Ikke egnet	Kan brukes		Ikke egnet	Primærlag
		Ikke egnet	Godt		Kan brukes	Sekundærlag
	Leirig	Ikke egnet	Ikke egnet	Kan brukes		Primærlag
		Ikke egnet	Ikke egnet	Godt	Meget godt	Sekundærlag

Hvis dekkmassen er finkornet kan det medføre at det underliggende kontaminerte sedimentet endrer seg fra å være oksisk til å bli anoksisk ved at transporten av oksygen gjennom dekklaget reduseres. Det kan bety at de kjemiske forholdene i det forurensede sedimentet endres og at noen forurensingskomponenter blir mer mobile, mens andre kan bli mindre mobile. Kunnskap om de geokjemiske prosessene er derfor viktig. For kvikksølv kan en reduksjon i oksygentilførselen føre til økt metyllering som følge av tilstedeværelse anaerobe bakterier (sulfatreduserende bakterier = SRB). Men samtidig vil en tildekking av kvikksølvholdige sedimenter føre til at tilgangen på "ferskt" organisk materiale, som er nødvendig for å stimulere den bakterielle aktiviteten, reduseres, og som medfører at metylleringsraten også reduseres. I tillegg kan kvikksølv (Hg^{2+}), dersom det oppstår anoksiske forhold, reagere med sulfid og danne tungt løselige sulfidforbindelser. Dette kan igjen redusere mengden kvikksølv i porevannet og dermed fluksen av kvikksølv fra sediment til vann.

Diffusjonshastigheten til kvikksølv er avhengig av blant annet konsentrasjonsgradienter (konsentrasjonen i sediment, porevann og overliggende sjøvann) og egenskapene til materialet som forbindelsene transporteres igjennom (sediment). I tillegg vil ulike kvikksølvforbindelser har forskjellige diffusjonsrater. Ut fra analyser av porevannet på sedimenter fra Fedje høsten 2005 vet vi at porevannet kan ha ekstremt høye kvikksølvkonsentrasjoner. Dette øker faren for diffusjon av kvikksølv gjennom tildeckingslaget. Spredning ved diffusjon avtar proporsjonalt med mektigheten av dekklaget.

Enhver tildekking vil konsolidere sedimentene og dermed redusere porevolumet. Redusert porevolum medfører enten økt porevannstrykk eller utstrømning av forurenset porevann (adveksjon). I denne sammenhengen anser vi det som uønsket å få et overtrykk i de forurensede sedimentene. Overtrykk i de forurensede sedimentene kan lett føre til instabilitet,

innsynkning og ukontrollerte utstrømninger. For å oppnå kompaksjon uten trykkoppbygging bør dekklaget ha de samme hydrauliske egenskapene som de forurensede sedimentene. I slike tilfelle vil det foregå en kontrollert utstrømning av forurenset porevann fra sedimentene inn i dekklaget.

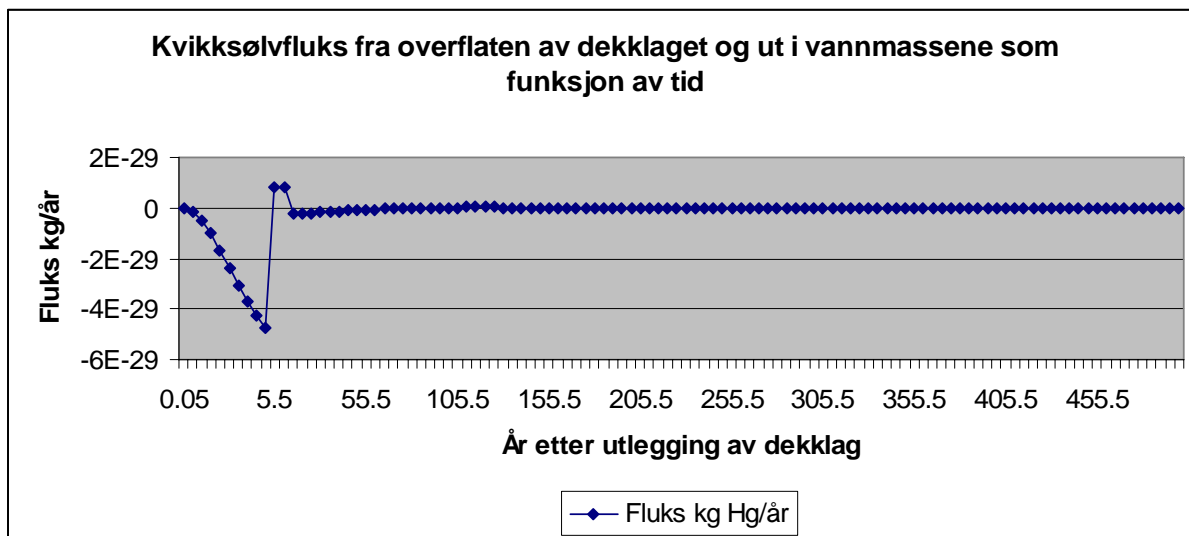
Det kan være ønskelig å legge på to lag, et primærlag som har mest mulig lik hydrauliske egenskaper som de forurensede sedimentene, og et sekundærlag som enten fungerer som en biologisk barriere eller som et stabiliserende lag i tilfelle fare for erosjon. Ukontrollert utstrømning av forurenset porevann i vannmassene kan skje ved utrasning eller utglidning. Er det fare for slike bevegelser i sedimentene bør forstøttinger vurderes.

Modellering av tildekking.

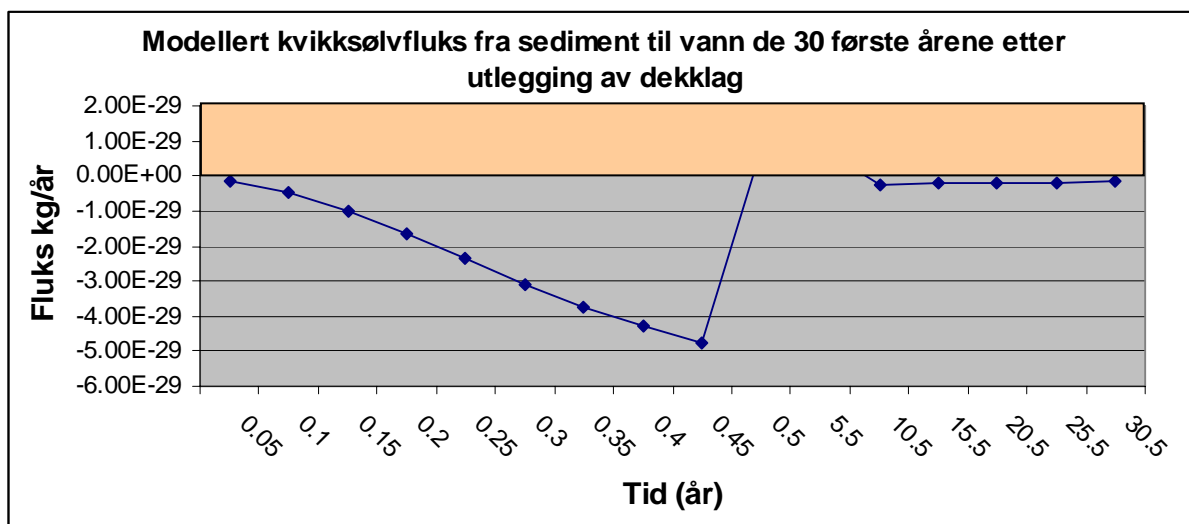
HSRC Capping Modell er utviklet ved South and Southwest Region Hazardous Substance Research Center (<http://capping.ce.utexas.edu/design.html>). Modellen er en videreutvikling av den endimensjonale modellen beskrevet i "Guidance for In-Situ Subaqueous Capping of Contaminated Sediments" (Palermo et al., 1998). HSRC capping modellen beskriver blant annet fluksraten gjennom dekklaget ved ulike tidspunkter.

Kjøringer av modellen basert på konstanter og dekklagets egenskaper som vist i vedlegg B indikerer at det i konsolideringsfasen (0-6 mnd.) vil være noe høyere kvikksølvfluks (**Figur 4** og **Figur 3**). Dette skyldes trolig utpressing av porevann (adveksjon) i forbindelse med utlegging av dekklaget. Etter at sedimentene har stabilisert seg vil den advektive fluksen avta og den diffusive fluksen overta. Modelleringen indikerer også at det da vil være en positiv fluks inn i dekklaget. Dette er noe som i realiteten ikke vil være mulig ettersom konsentrasjonene av kvikksølv i bunnvannet aldri vil bli høyere enn konsentrasjonene i porevannet og tolkes dermed til å være en modellartefakt. Det er konsentrasjonsforskjellene mellom porevann og bunnvann som bestemmer hvilken retning transporten vil gå. Diffusjon er en relativt treg prosess og vil sammen med sakte utløsning av partikkelbundet kvikksølv til porevannet vil transporten gjennom dekklaget bli liten sammenlignet med den perioden da adveksjon dominerte. Treg responstid som følge av diffusiv transport og mobilisering av partikkelbundet kvikksølv til porevannet kan være noe av forklaringen på den positive fluksen til sedimentene i perioden fra 5-10 år etter utlegging av dekklaget.

Den modellerte kvikksølvfluksen vil til en hver tid være betydelig lavere ($>1 \cdot 10^{25}$ ganger) enn det som ble målt i laboratorieforsøk høsten 2005 ($0,14 \text{ g/m}^2/\text{år}$, Uriansrud 2005). **Figur 3** som viser kvikksølvfluksen fra overflaten av dekklaget og ut i vannmassene som funksjon av tid i et areal på 30000 m^2 , indikerer at kvikksølvfluksen etter få år stabiliserer seg på ca. $2 \cdot 10^{-33} \text{ kg}$ per år. Slike lave flukser vil ikke la seg detektere.. Modellberegningene viser også at tildekking med sand kan være en effektiv måte å redusere kvikksølvfluksen fra sediment til vann på både på kort og lang sikt.



Figur 3. Modellert kvikksølvfluks (kg/år) gjennom en 500 års syklus fra overflaten av dekklaget og inn i vannmassene basert på HSRC Capping Modellen. Negative verdier indikerer en fluks fra sediment til vann. Beregningene er basert på et forurenset areal på 30000 m².



Figur 4. Detaljert oversikt over modellkjøringene de første 30 årene. Tidspunktet 0-0,5 år kan betraktes som konsolideringsfasen. Fasen etter 0,4 år kan betraktes som post-konsolideringsfasen. Negative verdier indikerer en fluks av kvikksølv fra sedimentene til vannmassen. NB ! oppmerksom på tidsbruddet på x-aksen mellom 0,4 og 10 år. Beregningene er basert på et forurenset areal på 30000 m².

Det bør påpekes at modellen ikke tar hensyn til naturlig sedimentering eller bioturbasjon. I kystområdene langs norskekysten har man normalt en sedimentasjonsrate på 1-2 mm per år. Etter 60 år vil en da forvente en avlagring på ca. 10 cm nytt sediment. Dette trenger ikke bety at de øverste sedimentene er rene. Bioturbasjon, diffusjon og blanding av rene og forurensete sedimenter som følge av sterke strømmer i området kan sammen med nytilført kvikksølv fra ødelagte beholdere forklare hvorfor vi fremdeles har meget høye kvikksølvkonsentrasjoner i overflatesedimentene. I området der vraket av U-864 ligger består overflatesedimentene av en blanding av sand, grus og stein. I tillegg er der mye fjell som stikker opp. Dette kan gi en

indikasjon på at lite sedimenter akkumulerer i nærområdet rundt vraket. Dersom vi antar at sandlaget som ligger over leiren er avsatt etter at fastlandsisen trakk seg tilbake (dvs. ca. 9000 år siden) vil vi ha en årlig akkumulasjon på ca. 0,05 mm per år. Sanden kan også delvis være elveavsetninger som ble avsatt i avsmeltningsperioden.

4.2.2 Materialets kjemiske/innovative egenskaper

Materialet som benyttes til tildekking må ikke inneholde miljøgifter som overstiger akseptverdiene vist i Tabell 3 som tilsvarer tilstandsklasse I (ubetydelig – lite forurenset) for sedimenter (SFT veileder 97:03). Hvis materialet ikke overstiger akseptverdiene i **Tabell 3** kan det godkjennes med hensyn til disse forbindelsene. Dersom det er fare for at tildekkingsmaterialet er forurenset av andre komponenter fra Obs listen (SFT TA-1910/2002), bør disse også analyseres.

Tabell 3. Akseptverdier for vurdering av totalinnhold av forbindelser i materialet (Trinn 1). Verdiene er basert på tilstandsklasse I (SFT veileder 97:03), gitt i mg/kg TS.

Parameter mg/kg TS
Total organisk karbon < 5000 (0,5%)*
Arsen < 20
Bly < 30
Kadmium < 0,25
Kopper < 35
Krom < 70
Kvikksølv < 0,15
Nikkel < 30
Sink < 150
PAH* < 0,3
* sum 16 PAH, benzo(a)pyren < 0,001

* Det bør påpekes at ved å kreve at dekkmassene skal ha et organisk innhold som ikke overskrider 0.5% så vil det redusere mulighet for adsorpsjon av miljøgifter til organisk materiale. Bruk av kull som tilsats i dekkmasser har i mange tilfeller vist seg å ha positive effekter.

4.2.3 Dekkmassenes effekter på organismer

Ved valg av dekkmasse, og spesielt kornstørrelse, er det mulig å velge dekkmasser som utelukker rekollonisering av organismer som graver dypt i sedimentet. Det er således mulig å manipulere med hvilke habitat som skal utvikles etter at dekklaget er på plass og tiltaket er gjennomført. Både mudring og tildekking er fysiske inngrep som vil påvirke bunnhabitater. Ved tynnsjikt-tildekking (dekklag < 15 cm) vil habitatendringene være små og vanligvis kortvarige. Uansett vil ny sedimentasjon oppå dekklaget gjenskape tilnærmet samme habitat på sikt. Den største endringen i habitat ved tildekking, bortsett fra kornstørrelsesendringer, vil være at dekklaget i utgangspunktet ikke inneholder eller har lavt innhold av organisk materiale, som er næringsgrunnlag for sedimentlevende dyr.

Sand til overdekking kan hentes både fra land og fra undersjøiske forekomster. Opptak av sand fra undersjøiske forekomster finner i liten grad sted i norske farvann, men er en betydelig virksomhet i en rekke land rundt Nordsjøen. Økologisk sett vil det være noe forskjell mellom sand fra landforekomster og fra undersjøiske forekomster. Sand fra landforekomster vil i utgangspunktet være et unaturlig substrat for marine organismer på grunn av skarpkantede mineraler som fysisk kan skade dyrenes tarmsystem. Marin sand er

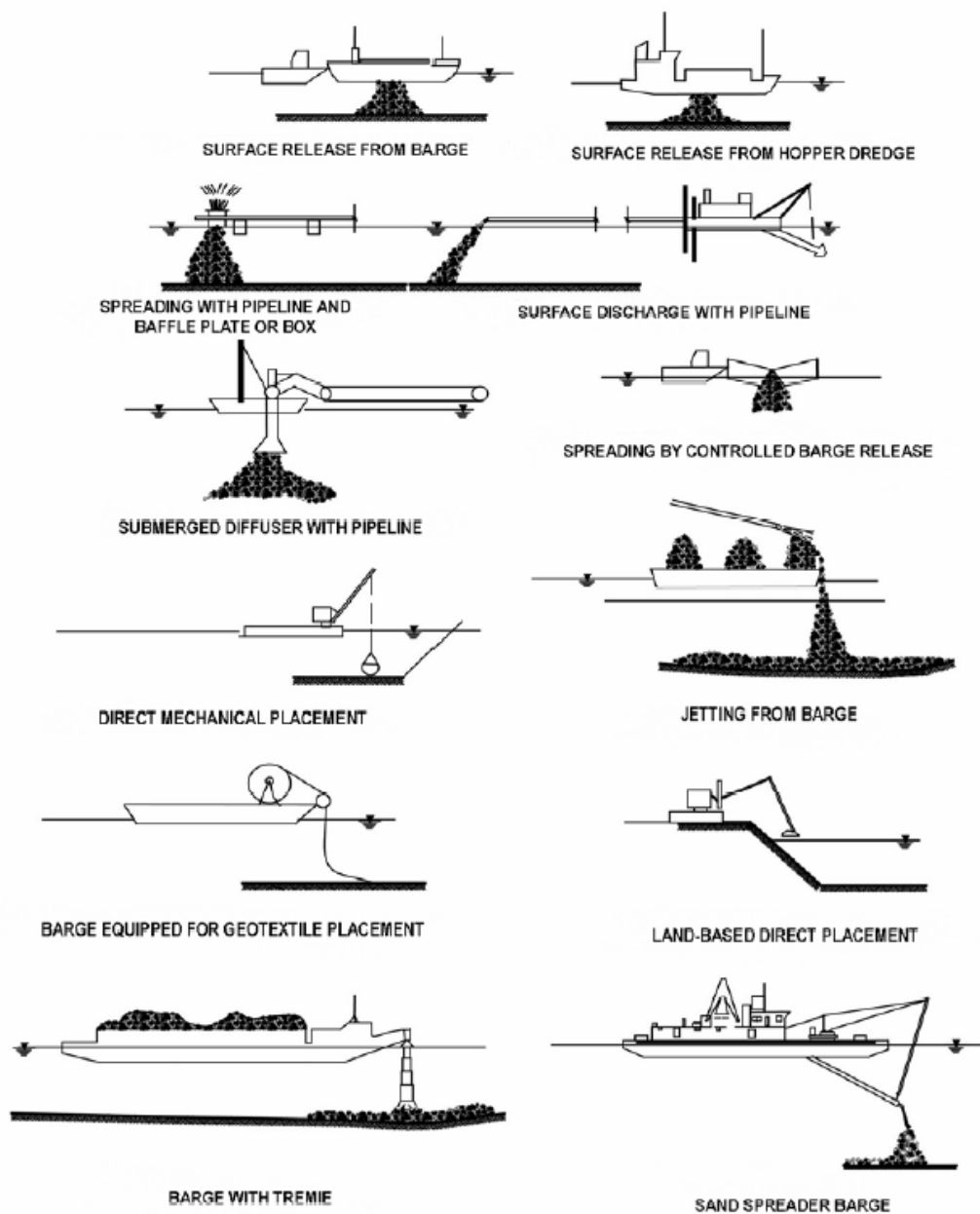
'mettet' med sjøvann og kornene er avrundet som følge av erosjon og vil derfor være mer attraktiv for direkte kolonisering av marine arter. Det må også sikres at dekkmassene ikke inneholder organismer som kan skape problemer i tildekkingsområdet og spredning av uønskede/fremmede organismer. Med fremmede organismer menes arter som er transportert over store avstander og som introduseres i miljøer som er helt adskilt fra det normale leveområdet. På verdensbasis regnes slike introduksjoner å være en av de viktigste truslene mot å opprettholde naturlig biologisk mangfold.

Materialet som benyttes til tildekking må ikke medføre negative biologiske effekter. Toksisitetstester kan benyttes til å fastslå dette (se risikoveileder for forurenset sediment).

4.3 Utlegging og utforming av dekklag og armeringslag

Ettersom kontaminerte sedimenter ofte er finkornige og ofte har et høyt vanninnhold vil de geotekniske forholdene tilsi at tildekking med suksessive tynne lag vil være å foretrekke. Det vil kunne gi mulighet for en hvis kompaksjon og stabilisering underveis. Dette vil spesielt være nødvendig hvis det besluttet å anvende et tykt dekklag (50 cm). Sedimentene rundt vraket av U-864 er verken finkornede eller har et høyt vanninnhold. Dette kan medføre at sedimentene i mindre grad vil utsettes for kompaksjon.

Det er viktig å sørge for at utleggingen, spesielt i startfasen, foregår på en forsiktig måte som i minst mulig grad virvler opp de forurensede sedimentene. Utleggingen kan enten skje fra lekter (tørr sand) eller oppslemmet i vann og pumpet via rørledning som en slurry. Hydrauliske metoder kombinert med ROV gir muligheten for noe bedre presisjon enn utlegging ved dumping fra lekter (Figur 5).



Source: U.S. EPA 1998d

Figur 5. Figuren illustrerer forskjellige måter å legge ut dekkmasser på.

I mange tilfeller hvor en finner forurensede sedimenter på sjøbunn vil det være tilstrekkelig å benytte kun sand til tildekkingsmasser. Dette fordi strømhastighetene i områdene ofte er så lave at de ikke eroderer tildekkingslaget. I standsonen benyttes ofte armering av dekkmassene for å påse at sanden ligger på plass til tross for fysisk påvirkning fra enten bølger eller skipstrafikk. Ved vraket av U-864 er det påvist relativt høye strømhastigheter (0,6 m/s) noe som indikerer at det ved en tildekking av sedimentene med sand vil være behov for armering med grus eller stein som holder dekklaget på plass (Figur 6).

4.3.1 Dekklag.

Utlegging av et ca. 50 cm tykt sandlag over de forurensede sedimentene har 3 hovedmål:

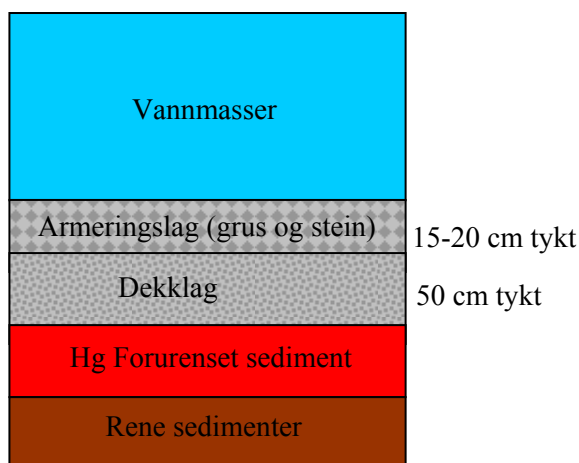
1. Redusere mulighetene for at organismer som lever i overgangen sediment-vann eksponeres for de forurensede sedimentene. Dette er viktig for å redusere muligheten for at kvikksølv overføres fra sediment via sedimentlevende dyr til fisk og skalldyr (sjømat).
2. Redusere diffusjon av kvikksølv fra sediment til vann. Absorbentlaget må være så finkornet at det i mest mulig grad holder tilbake kvikksølv, men ikke så finkornet at det vil transporteres bort fra området under utlegging. Det anbefales derfor å gjennomføre utlegging av dekklag i perioder med lavest mulig strøm i området (juni-august). I tillegg må dekklagene ikke være så tette at de ikke slipper igjennom gass som dannes i sedimentene.
3. Sammen med armeringslaget hindre oppvirling av forurensede partikler.

Nylig utført forskning i USA på tildekking av kvikksølvforurensede innsjøsedimenter har vist at selv et sandlag med 1 cm tykkelse kan være nok til å nærmest eliminere fluksen av kvikksølv fra sediment til vann (Liu et al., in press). Disse forsøkene ble gjort over en periode på 8 måneder og viser at denne effekten er vedvarende. Det bør påpekes at disse eksperimentene ble utført uten tilstedeværelse av gravende dyr i sedimentet. Dette var sedimenter som inneholdt mellom 5 og 45 mg/kg Hg (tilstandsklasse V, meget sterk forurensning), mens porevannet inneholdt 29-420 ng/l Hg ($K_d^1 = 79-573$). Til sammenligning var nivået av kvikksølv i sedimenter fra vrakområdet på Fedje som ble testet på Solbergstrand i 2005 mellom 9 og 4900 mg/kg Hg og en porevannskonsentrasjon mellom 100- 228.000 ng/l. Dette gir K_d -verdier stort sett mellom 20 og 100, med unntak av et par betydelig høyere K_d -verdier (230 og 450). Jo høyere K_d -verdier jo lavere mobilitet av kvikksølv i sedimentene.

Tildekking av forurensede sedimenter med ren sand er en relativt veletablert metode knyttet til tiltak mot forurensede sedimenter. De siste årene er det også benyttet reaktive dekkmasser som på en bedre måte enn sand skal binde miljøgiftene til dekklaget. Bauxitt ble i 2005 benyttet ved aktiv tildekking av kvikksølvforurensede sediment ved Navy Dodge Pond (Randell, 2006). Eksperimenter med bruk av olivinsand som dekkmasse er utført ved NTNU i Trondheim. Resultatene viste at olivinsanden hadde gode egenskaper i forhold til adsorpsjon av metaller (Kleiv, 1999).

Eksperimentelle forsøk med ulike typer dekkmasser (kunstige substrater, mineraler, kull etc) har vist at det i mange tilfeller oppnås noe bedre adsorpsjon av miljøgifter i dekklaget enn når sand brukes alene. Men det generelle inntrykket er at "innovative capping" med ulike substrater i flere sjikt gir kun marginale miljøgevinster sammenlignet med sand og at det kan være vanskelig å dokumentere at det er kost-nytte-effektivt med mindre den aktive substansen kan skaffes billig.

¹ K_d -verdien beskriver forholdet mellom mengden partikkelbundet kvikksølv og konsentrasjonen av kvikksølv i porevannet (fordelingskoeffisient sediment/vann).



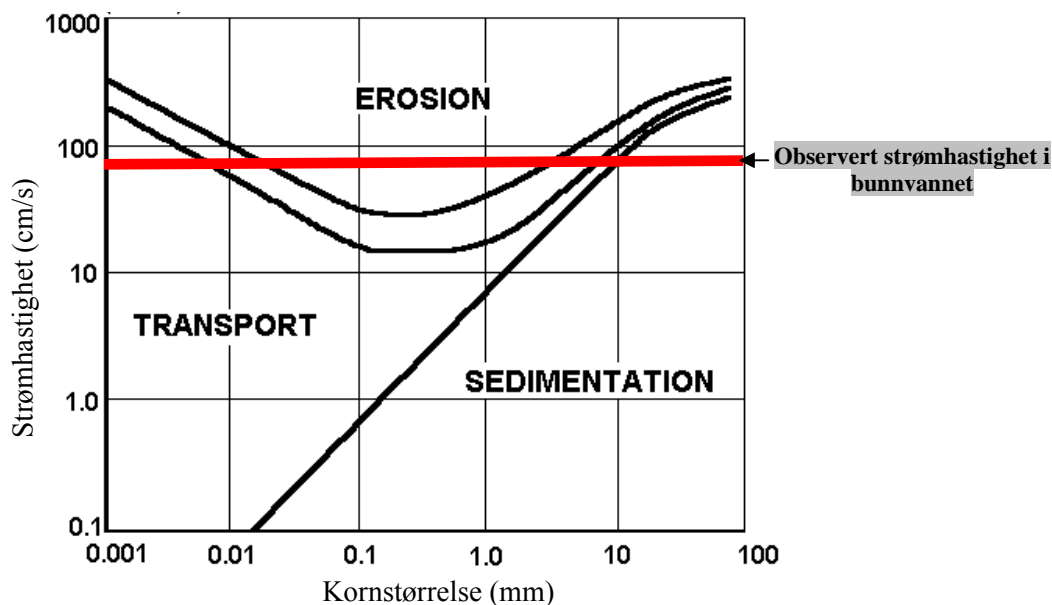
Figur 6. Illustrasjon av dekklagets oppbygging.

4.3.2 Armeringslag

For at dekkmassene skal bli værende i området etter at et tiltak er gjennomført må dekkmassene dimensjoneres slik at de ikke transporteres bort av sterke strømmer. Fin sand som ofte benyttes til tildekking av forurensede sedimenter vil i området hvor vraket ligger lett eroderes. Dekklaget vil dermed kunne transporteres bort fra de forurensede sedimentene og miste sin funksjon. For å redusere faren for at dekklaget eroderes foreslås det å plassere et grovkornet armeringslag over dekkmassene.

Hjulstrøms diagram (Hjulstrøm, 1939) benyttes ofte til å illustrere om et korn med gitt kornstørrelse kan forventes å sedimenteres, transporteres eller eroderes som funksjon av strømhastigheten langs bunnen. Det bør påpekes at Hjulstrøms diagram er basert på sedimenttransport i elver. Ved vraket av U-864 utenfor Fedje er høyeste strømhastighet i bunnvannet målt til ca. 90 cm/s (markert med rød linje i Figur 7). På bakgrunn av dette kan vi ut fra figur 7 anslå at armeringslaget må ha en kornstørrelse på $> \text{ca. } 7\text{-}10 \text{ mm}$ for å unngå å bli transportert bort. Utlegging av slike grusmasser er mye benyttet i oljeindustrien i forbindelse med for eksempel tildekking av oljerørledninger. Det finnes dermed betydelig kunnskap om dumping av slike armeringsmasser på sjøbunn.

Armeringslaget vil kunne medføre økt belastning på de underliggende sedimentene og resultere i endringer i sedimentstabiliteten og økt utpressing av porevann fra de underliggende forurensede sedimentene. Sedimentstabilitetsvurderingene må ta hensyn til ekstra vekt i forbindelse med utlegging av armeringslag.



Figur 7. Hjulstrøms diagram. Diagrammet benyttes til å estimere erosjon av partikler i området mellom 1 μm (leire, slam) og 10 cm (grov grus, knust stein). Diagrammet viser om et korn med gitt kornstørrelse kan forventes å sedimenteres, transporteres eller eroderes som funksjon av midlere strømhastighet langs bunnen av sedimentet. Diagrammet er basert på eksperimenter med sfæriske kvartskorn.

4.4 Tildekking av forurensede sedimenter – nøkkelfaktorer

EPA i USA har i sin rapport om retningslinjer knyttet til sedimenttiltak gjort en oppsummering om hvilke nøkkelfaktorer som må vurderes i forbindelse med tildekking:

- Kildekontroll for å forhindre rekontaminering etter at tiltaket er gjennomført.
- In-situ tildekking reduserer generelt miljørisikoen ved at laget fysisk isolerer forurensede sedimenter, stabiliserer og reduserer transporten av forurensing.
- Tildekking er best egnet der vanndybden og hellingen på bunnen er moderat, risiko for grunnvannsutstrømning er liten, forurensingen er lite mobil, substratet kan tåle belastningen av tildekkingsmassene og egnet dekkmasse er tilgjengelig.
- Evalueringen av tildekkingsalternativer og utforming av tildekkingslaget bør inkludere konflikter i forhold til vann- og kloakkledninger, telefonkabler, elektriske kabler, rørledninger og konflikter med ulike brukerinteresser som fiskeri (tråling etc.) og oppankring.
- Effekter på organismer som følge av endringer av substrat og dyp bør vurderes.
- Evaluering av tildekkingsalternativer bør ta hensyn til potensielle forstyrrelser fra menneskelig aktivitet (skipstrafikk etc.) og naturlige forhold (sterke strømmer, seismiske forstyrrelser etc.).
- Valg av en utleggingsmetode som minimerer risikoen for oppvirling av forurensede sedimenter og frigivelse av løste forurensningskomponenter.
- Bruk av kontraktører som har erfaring med utlegging av dekklag er viktig for å oppnå best mulig resultat.
- Overvåke tildekkingen under og etter utlegging for å påse at til at det forurensede arealet er dekket til.

- God områdebeskrivelse (batymetri, sedimenttyper, skjærstyrke).
- Tilgang på egnet teknologi og infrastruktur.
- Gjennomføring av en sikker operasjon.
- God posisjonering.
- Kontroll av lagtykkelse ved utlegging.
- Langtidsovervåking av miljøeffektene for å dokumentere måloppnåelse (kvikksølvtransport gjennom dekklaget, rekolonisering av organismer, erosjonsbestandighet)

Teknologivalg bør vurderes med hensyn på følgende problemstillinger:

- Effektivitet. Kan valgt metode håndtere de mengdene masser det her er snakk om og i tillegg møte de krav som vil bli stilt i forhold til spredning av miljøgifter under arbeidene?
- Miljømål. Kan valgt teknologi sørge for at de fastsatte miljømålene nås?
- Kost/nytte. Hva er tilstrekkelig ambisjonsnivå for å nå de fastsatte miljømålene og kan miljøgevinsten dokumenteres?
- Miljørisiko. Hva er risikobildet knyttet til ulike metoder og tiltak?
- Korttidseffekter. Hva er risiko knyttet til HMS på kort sikt?
- Langtidseffekter. Hva er risiko knyttet til HMS på lang sikt og hvor raskt kan miljøgevinsten hentes ut i forhold til langsiktige forvaltingsmål?

4.5 Fordeler og ulemper med tildekking ved vraket av U-864

4.5.1 Fordeler med tildekking

1. Reduserer eller eliminerer potensialet for erosjon og transport av forurensede sedimenter. Ved å legge ut et dekklag med armeringslag over vil en eliminere risikoen for at forurensede sedimentpartikler eroderes og spres til omgivelsene. Armeringslaget utformes slik at det kan motstå erosjon fra meget sterke strømmer. Erosjon oppstår på grunn av krefter fra vannstrømmer langs bunnen, og kornene vil dermed bevege seg. Dersom en tar utgangspunkt i Hjulstrøms diagram (Hjulstrøm 1939) som viser om et korn med gitt kornstørrelse kan forventes å sedimenteres, transporteres eller eroderes som funksjon av strømhastighet langs bunnen og sammenligner denne med maksimal observert strømhastighet langs bunnen på 0,9 m/s (Uriansrud, 2005b., Uriansrud et al. 2006), vil det være behov for at armeringslaget har en kornstørrelse på >7-10 mm.
2. Fordelen med tildekking som tiltak er at miljøgevinsten oppnås umiddelbart
3. Mudring med etterfølgende deponering legger beslag på store arealer og gir opphav til brukerkonflikter. Dette er ikke tilfelle ved tildekking.
4. Et dekklag med lav permeabilitet vil redusere eller eliminere adveksjon og diffusjon av kvikksølv til vannmassene.
5. Eliminerer direkte kontakt mellom forurenset sediment og rene vannmasser.
6. Reduserer eller fjerner muligheten for at organismer skal kunne ta opp kvikksølv.
7. Mindre kostnadskrevenne enn mudring.
8. Liten risikoen for spredning av kvikksølv til omgivelsene under tiltaksfasen.
9. De forurensede sedimentene er trolig stabile noe som reduserer risikoen for utglidinger i forbindelse med tildekking.

4.5.2 Ulemper med tildekking

1. Forurensingen blir værende i det marine miljøet.
2. Tildekking er sjelden en 100 %-løsning. Dersom dekklaget ikke er tilstrekkelig dimensjonert kan effekten av tiltaket bli redusert.
3. Det eksisterer ingen referanseprosjekter som gjelder tildekking av sterkt kvikksølvforurenset sediment på 150 m dyp.
4. Nødvendig med langtidsovervåkning av lokaliteten.
5. Kupert bunntopografi gjør tildekking mer utfordrende.

4.6 Teknisk utførelse

4.6.1 Forundersøkelser

I forkant av et hvert tiltak rettet mot forurensete sedimenter vil det være nødvendig å gjennomføre:

1. Sedimentkartlegging for å finne størrelsen på influensområdet og avgrensning av tiltaksområdet. Den horisontale utbredelsen ble kartlagt høsten 2006.
2. Kartlegging av den vertikale forurensningsutbredelsen dersom mudring skal gjennomføres. Dette gjøres for å fastslå mudringsdyp og anslå hvor mye masser som må håndteres/deponeres i etterkant.
3. Vurdering av sedimentstabilitet og fysiske egenskaper til de forurensete sedimentene. Gjennomføres høsten 2006.
4. Batymetrisk kartlegging for å kunne vurdere fare for ras. Detaljert batymetrisk kartlegging ble gjennomført høsten 2005.
5. Strømmålinger. Strømmålinger ved vrakområdet er nødvendig for å vurdere bruk av armering av dekklaget for å hindre erosjon. Det er gjennomført strømmålinger høsten 2005 (NIVA, Uriansrud 2005a), vår 2006 (UIB) og høsten 2006 (Kap.5 denne rapporten). Resultater fra strømundersøkelsene har vist at det vil være behov for armering av tildekkingsmaterialet for å forhindre erosjon.
6. Vurdering av type dekkmasser. Kapittel 6 i denne rapporten omhandler tester av egnethet av ulike dekkmasser.
7. Vurdere egnede deponeringsløsninger og miljøkonsekvenser ved bruk av disse. Dette vil bare være aktuelt dersom det skal mudres.
8. Vurdere miljøkonsekvensene ved ulike tiltaksløsninger (mudring, tildekking). Det er gjort i denne rapporten.

4.6.2 Gjennomføring av selve tiltaket (tildekking)

1. Fjerning av eventuelle større objekter på sjøbunn som kan komme i konflikt med tildekking og undersjøiske operasjoner (vrakdelar fra midtseksjonen som ligger spredt rundt i området).
2. Anskaffelse og utlegging av dekkmasser.
3. Etter at dekklaget er lagt ut, men før armeringslaget legges ut, gjennomføres kontroll for å påse at dekklaget har tilstrekkelig tykkelse.
4. Utlegging av armeringslag.
5. Visuell kontroll av armeringslag (ROV) og kartlegging for å fastslå total tykkelse på dekklaget (batymetrisk kartlegging).
6. Utarbeide en miljøplan for gjennomføring av tiltaket som belyser risiko knyttet til de ulike operasjonene og avbøtende tiltak for å redusere risikoen.

Van Oord har skissert en mulig metode for tildekking av sedimentene. Denne metoden går ut på først å gjennomføre en batymetrisk forundersøkelse. Detaljert kartlegging ble gjennomført av Geoconsult høsten 2005. Van Oord foreslår at utleggingen gjøres ved at massene føres ned til bunn gjennom et rør. Røret styres delvis av båtens bevegelser og ROVen. Det kan være hensiktsmessig å kontrollere tykkelse på dekklaget før utlekking av armeringslag og etter utlekking av armeringslag for å ha kontroll med mektigheten til begge lagene. Det vil for eksempel være umulig å tilføre mer sand til dekklaget etter at utlegging av armeringslaget er gjennomført.



Figur 8. Utlegging av dekkmasser (bilde: Van Oord-rapport til KyD).

4.6.3 Etterkontroll og miljøovervåkning

Etter at tildekkingen er gjennomført vil det være behov for langtidsovervåkning med hensyn på kvikksølvkonsentrasjonen i fisk/krabbesmør, kvikksølvkonsentrasjonen i dekklaget og påse at dekklaget ikke eroderes. Et detaljert forslag til overvåkningsprogram er beskrevet i Uriansrud et al. (2006). Endelig overvåkningsprogram utarbeides i samarbeid med Mattilsynet, KyD og SFT.

5. Mulighetsstudie (feasibility study) knyttet til tiltak på selve ubåt-vraket

5.1 Innledning

I tillegg til tiltak knyttet til sedimentene i nærområdet til U-864 vil spørsmålet om hva som bør gjøres med selve vraket melde seg. Beslutningsgrunnlaget for tiltak bør være solid fordi kostnadene forventes å bli store. De tiltaksscenarioer som kan være aktuelle er:

- *In situ* innkapsling av vraket i det tilfelle man ikke finner det nødvendig å heve vraket
- Heving av vraket

Valg av tiltak vil i stor grad avhenge av sannsynliggjøringen av hvor mye kvikksølvbeholdere som befinner seg i vraket og i hvilken tilstand disse er. Hvis det skulle vise seg at vrakdelene er tomme for kvikksølv er det ut fra miljøhensyn lite som tilsier at det bør gjøres tiltak på selve vraket. Hvis det observeres kvikksølvbeholdere i vrakdelene, og det viser seg teknisk mulig å hente disse ut og ta de til overflaten, vil det heller ikke ut fra miljøhensyn kunne argumenteres for heving av vraket. Hvis derimot kjølseksjonen på enten forskip eller akterskip (eller begge deler) skulle innholde betydelige mengder kvikksølv som ikke lar seg hente ut, og det kan sannsynliggjøres at dette kvikksølvet vil representere en potensiell kvikksølvkilde i området, vil tiltak på vraket måtte vurderes.

5.1.1 In-situ innkapsling av vraket

Med innkapsling av vraket menes å bygge en konstruksjon på bunnen rundt de to store vrakdelene, slik at det som måtte befinne seg av miljøfarlig last isoleres fra fisk og skalldyr som måtte ha tilhold nær vrakdelene. Det er kjent at undervannsobjekter slik som skipsvrak etc. tiltrekker seg store mengder fisk og skalldyr og fungerer nærmest som kunstige rev. Det kan derfor være aktuelt å legge en kappe over vrakdelene (en sakrofag), laget av betong eller et annet sjøvannsbestandig materiale. Målsettingen måtte være at denne konstruksjonen ville hindre at fisk og skalldyr kom i kontakt med kvikksølv selv om vrakdelene (og eventuelt kvikksølvbeholderne) med tiden rustet opp.

Man kunne tenke seg at denne konstruksjonen ble laget på land og at den ble senket over vrakdelene eller å pumpe betong ned på stedet i madrasslignende konstruksjoner som danner et teppe over vrakdelene.

Om det var ønskelig så kunne hele konstruksjonen etter at den er på plass gruses ned på samme måten som man gruser ned rørtraceer i Nordsjøen eller gjennomfører oppryddingsarbeid rundt nedlagte oljefelter (decommissioning). Dette vil kunne redusere en eventuell slitasje på betongen og undergraving av sakrofagen. For å beskytte rørledninger i Nordsjøen mot korrosjon brukes tjære eller asfalt som et beskyttende lag utenpå rørledninger. Slike erfaringer bør kunne brukes når det gjelder å konstruere en kappe som isolerer vrakdelene og som ikke korroderer etter noen år.

Det er begrenset tilgang på erfaringsmateriale knyttet til innkapsling av skipsvrak på sjøbunnen. Den etterfølgende beskrivelsen av planer om tiltak knyttet til ”Estonia” er basert på en rapport skrevet av Sjøfartverket i Sverige i 1995 (Sjøfartverket, 1995).

Den svenske regjeringen besluttet allerede samme år som ferjen "Estonia" sank i Østersjøen at vraket ikke skulle heves og at det i stedet skulle utarbeides en plan for å innkapsle fartøyet, etterfulgt av overvåkning. I dette tilfelle var hensynet til de mange omkomne som befant seg om bord svært stort og det var viktig at vraket av "Estonia" skulle være en gravplass ettersom det ikke ble vurdert som mulig å hente ut de omkomne. Det ble derfor vurdert som viktig å foreta en innkapsling som ikke skadet vraket ytterligere (dvs. forbli en uforstyrret gravplass). I planleggingen ble det i liten grad lagt vekt på miljøkonsekvensene av en tildekking eller innkapsling. Da fartøyet sank hadde det 200 tonn fyringsolje og 40 tonn diselolje om bord. Det ble derfor vurdert som nødvendig å fjerne denne oljen før overdekking. Lasten om bord ble ikke vurdert å være av en slik art at det ville føre til større forurensning av havet.

Det var fire alternative planer for tildekking av "Estonia":

1. Dekke vraket med stein, grus og sand.
2. Lage en betongkappe over vraket.
3. Grave bort sedimenter under vraket slik at vraket kunne senkes ned i sjøbunnen for deretter å dekke til med sand og grus.
4. Lage en form for nett eller duk-konstruksjon over vraket.

Det ble besluttet å ikke gå videre i planleggingen av alternativ 3 og 4. Årsaken til at man gikk bort fra alternativ 3 var at man antok det ville være vanskelig å ta hånd om de bløte og tildels forurensede sedimentene under vraket. Det ville være nødvendig å fjerne ca. 10 m med sjøsedimenter under vraket for at det skulle ha nødvendig effekt. Alternativ 4 ville ikke hindre at dykkere kunne ta seg inn i vraket og det ville ikke være forenlig med ønsket om at dette skulle for all tid være en uforstyrret gravplass.

"Estonia" ligger på 80 m dyp og er relativt lite skadet. Fartøyet rager ca. 20 m over sjøbunnen. Bunnen i området har en helning på mellom 1 og 20 grader og fartøyet ligger på meget løs mudderbunn, som til dels inneholder gass (på grunn av høyt innhold av organisk materiale).

Planen om å dekke til vraket med stein, grus og sand var tenkt utført på følgende måte:

- Vraket dekkes først til med en sterk fiberduk.
- Deretter legges på et lag med sand og grus.
- Tilslutt tildekkes med grus og sprengstein

Det ble beregnet å bruke 500.000 m³ masse som vil dekke et areal som var 10 ganger større enn vrakets areal. Selve utleggingen av masse skulle skje via et nedføringsrør og massene skulle legges ut lagvis. Det ble besluttet å bruke ROV for å kontrollere at utleggingen skjer som planlagt. Det ble uttrykt en god del bekymring i forbindelse med geoteknisk stabilitet ettersom utfylling med 500.000 m³ masse som kunne forårsake setninger i sedimentene og ustabilitet i vraket og eventuelt utglidning av masser som kunne føre til at vraket endret posisjon. En maksimal helning på dekkmassene ble vurdert til 1:5. Overdekningen av selve vraket ble estimert til 250 m³ per lengdemeter hvilket innebærer en gjennomsnittlig mektighet av dekklaget på 5 m. I tillegg til dette kommer steinlaget som ble anslått til ca. 0.5 m.

Det ble også uttrykt bekymring i forbindelse med stor oppvirvling av forurensede masser rundt vraket i forbindelse med tildekkingen.

Det ble gjort beregninger som viser at skroget ville tåle vekten av dekkmasser uten deformering. Det ble påpekt at overdekningen vil endre bunntopografien og til dels strømmønsteret på stedet.

Det andre alternativet med å dekke vraket med betong ble ansett som en vektmessig fordelaktig metode (betongens egenvekt er mye lavere enn vekten av stein). Ett 10 cm tykt betongdekke over vraket skulle under vann veie ca. 1500 tonn.

To alternative måter å dekke til med betong på ble vurdert; bruk av prefabrikkerte betongelementer som settes sammen på bunnen eller sprøyting av betong i en dobbel fiberduk (betongmatter). Det ble vurdert som teknisk enklere å dekke til med betong sammenlignet med stein og grus. Det ble lagt som en forutsetning at betongen skulle legges et stykke ned i sedimentene rundt vraket for at dette skulle fungere som en sakrofag. Men ut fra hovedmålsettingen med tildekking av vraket for å hindre at uvedkommende skulle trenge inn i vraket og eventuelt plyndre vraket, så ble betong-løsningen vurdert som mindre sikker, med mindre betongen ble armert (stålarmering eller glassfiberarmering). Ut fra hensynet til at dette skal være en gravplass ble bruk av stein og grusmasser assosiert med en gravhaug, mens bruk av betong ville assosieres med et mausoleum, i følge det svenske Sjøfartsverkets rapport. Det er derfor ingen forskjell på de to metodene ut fra det etiske. Men usikkerheten rundt hva som skjer når det skal deponeres 500.000 m³ masse er så vidt stor at dette ble sett på som en mindre gunstig metode. Av den grunn besluttet det svenske Sjøfartsverket i 1995 å kapsle inn "Estonia" med betong. Prosjektet ble aldri gjennomført.

Hvis man sammenligner "Estonia" med U-864 så er det både ulikheter og likheter:

Likheter

- Begge vrak ligger på stort vanddyb (henholdsvis 80 og 150 m dyp)
- Begge vrak innolder et stort antall omkomne (henholdsvis 800 og 73)
- Begge vrak rager høyt over sjøbunnen (henholdsvis 20 m og 15 m)
- Begge vrak stikker 2-3 m ned i sedimentet
- Begge vrakene ligger på ustabile masser

Ulikheter

- "Estonia" hadde ikke forurensende last (med unntak av olje) i motsetning til U-864
- Det er svært dårlig sikt i bunnvannet hvor "Estonia" ligger
- Det er stor forskjell på størrelsene på fartøyene. "Estonia" var 155 m lang og 24 m bred (areal=3720 m²), mens U-864 var 87 m lang og 7,5 m bred (areal=652 m²)
- Mens "Estonia" har små skader og befinner seg relativt inntakt på bunnen, er U-864 delt i to og har ligget på sjøbunnen i vel 60 år
- Mens det er kraftig strøm hvor U-864 ligger er det svak strøm hvor "Estonia" ligger
- U-864 har mest trolig ammunisjon ombord. Dette er en problemstilling som ikke var aktuell i Estonia-saken.

Ut fra rapporten til det svenske sjøfartsverket og vurderingen av tildekking med sand, grus og stein og etableringen av en betongkappe, så er det viktig å vite at tildekkingen av Estonia er motivert ut fra å etablere en gravplass som kan forbli uforstyrret. En tildekking av U-864 vil i hovedsak være motivert ut fra miljøhensyn. Uansett vil alternativet å bruke betong som

dekkmasse på ubåten være relevant, enten som prefabrikkerte elementer som senkes ned på bunnen eller at det sprøytes betong inn i matter som legges over vrakdelene. Om det er ønskelig kan det legges et lag med grus over betongmadrassene tilslutt for å etablere en noe mer normal sjøbunn. Ettersom akterskipet stikker 10-15 m over sjøbunnen ville det være nødvendig å plassere en forstøtning under denne delen for å hindre at en overdekning av vrakdelen fører til kollaps av skroget.

6. Eksperimentelle studier knyttet til effekten av ulike typer dekkmasse og design av dekklag

6.1 Formål

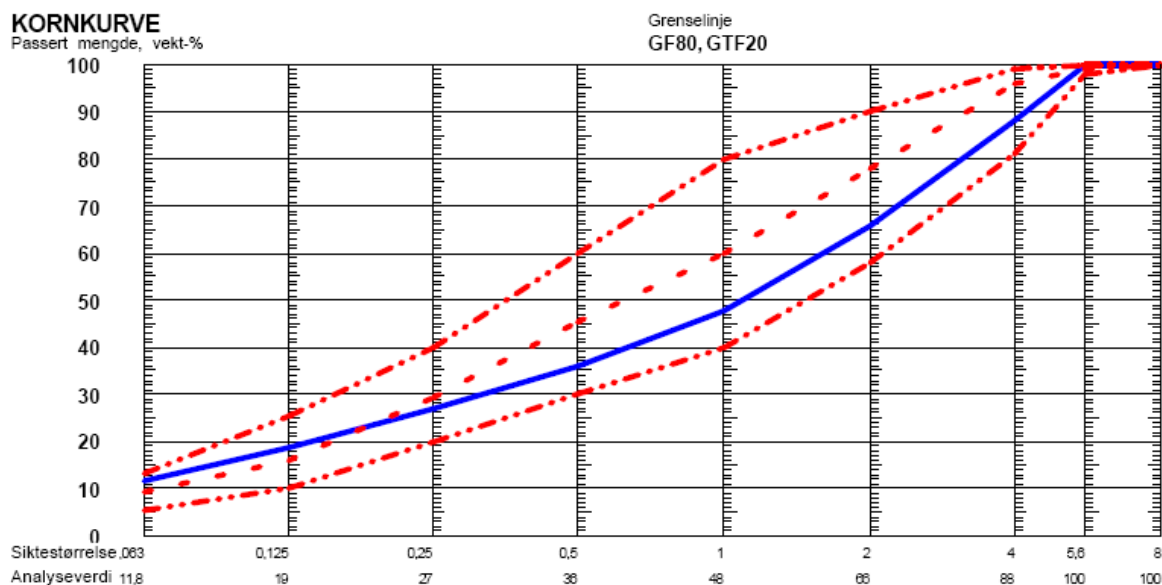
For å få et best mulig beslutningsgrunnlag for valg av dekkmasser ble det sommeren 2006 valgt å gjennomføre eksperimenter med kvikksølvforurensede sedimenter fra nærområdet rundt U-864. Eksperimentet hadde som mål å vurdere hvilke typer dekkmasser som er mest hensiktsmessig og som reduserer utlekking av kvikksølv fra sedimentene best i forhold til ressursbruk. Det skulle vurderes 3 ulike typer dekkmasser (vanlig sand, olivin og bauxitt/aluminiumsoksid). De eksperimentelle studiene tar ikke hensyn til et eventuelt armeringslag over dekklaget.

6.2 Vurderte dekkmasser

Sand

Ren sand har i mange tilfeller vist seg å være godt egnet til å dekke til forurensede sedimenter, men det kan forekomme transport av løste metaller gjennom dekklaget. Til tross for dette har overvåkning av lokaliteter der tildekking av kvikksølvforurensede sedimenter er gjennomført i stor skala ikke kunnet påvise noen vesentlig migrasjon. I mange tilfeller vil det straks etter utlegging at dekklaget skje en transport av porevann fra de forurensede massene og inn i nedre del av dekklaget. Dette skjer som følge av den at de underliggende forurensede sedimentene presses sammen som følge av den ekstra tyngden som dekklaget utgjør. Porevannet i sedimentene ved vraket av U-864 har meget høye kvikksølvkonsentrasjoner noe som vil gjøre det ekstra viktig å holde tilbake kvikksølvet i dekklaget. Tradisjonelt har det vært anbefalt tykke dekklag for å begrense fluksen av løste miljøgifter gjennom dekklaget. Dette vil kunne ha negative effekter ved at øket tyngde medfører økt porevannsutpressing. I tillegg kan økt tyngde være negativt med tanke på eventuell utgliding og sedimentstabilitet. Eksperimentelt arbeid med tynnsjikttildekking (Liu et al, in press) har med all tydelighet vist at selv svært tynne dekklag reduserer fluksen ut av sedimentet. I sedimenter med stor biologisk aktivitet derimot må det forventes at tynnsjikttildekking er mindre effektiv.

Sanden som benyttes i eksperimentene er levert av Franzefoss avd. Vinterbro ("maskinsand"). Denne har en kornfordeling som vist i Figur 9, der ca 15 % er mindre enn 63 μ m (silt og leire), ca 65 % av materialet er < 2 mm og 100 % av materialet er < 5,6 mm.



Figur 9. Kornfordelingskurve 0-4 mm sand fra Franzefoss

Analyser av kvikksølv i pukken har vist konsentrasjoner $< 0,01$ mg/kg (opplysninger fra Franzefoss).

Sanden har en pris på 75 NOK (eks mva) per tonn.

Bauxitt

For ytterligere å redusere transporten av kvikksølv gjennom dekklaget er det mulig å benytte stoffer som holder tilbake miljøgiftene (aktivt dekklag). Disse aktive stoffene kan ofte være kostbare og dermed være uaktuelle for bruk til tildekking av store arealer på sjøbunn. I tillegg kan det reaktive materialet i seg selv være giftig eller ikke egnet som substrat for organismer. I forbindelse med tildekking av kvikksølvforurensede sedimenter ved Navy Dodge Pond i Niantic, CT, er det gjennomført tester med ulike reaktive tildekkingsmaterialer (Gavaskar, 2006). Disse undersøkelsene viste at bauxitt var det mest lovende reaktive materialet. Bauxitt adsorberte effektivt en rekke metaller som f. eks kvikksølv. Toksisitetstester med bauxitt på bentiske amfipoder og dyreplankton viste også at bauxitten ikke var toksisk. På bakgrunn av dette er det gjennomført forsøk med bauxitt for om mulig å benytte dette materialet til tildekking av forurensede sedimenter ved vraket av U-864. Bauxitt er en blanding av diaspor, goetsitt og bohemite (leirmineraler) og består hovedsakelig av aluminium oksid ($\text{Al}(\text{OH})_3$). Bauxitten utvinnes ikke i Norge, men importeres blant annet fra Frankrike, Ungarn, USA og Jamaica. Bauxitten benyttes som råstoff i aluminiumindustrien.

Bauxitten som ble benyttet under forsøket er videreforedlet slik at den hovedsakelig består av aluminiumsoksid. Dette materialet ble skaffet til veie via Elkem.

Bauxitt kan skaffes til en pris av 400 \$ pr. tonn (S.E. Samuelson Elkem). En båtlast tilsvarer ca. 15000m^3 . Tildekking med bauxitt vil kun i direkte materialkostnader koste i størrelsesorden ca 38 mill NOK.

Olivin

Som et alternativ til bauxitt er også olivin ($(\text{Mg, Fe})_2 \text{SiO}_4$) blitt testet. Olivin vil ut fra sine kjemiske egenskaper trolig kunne fungere som et reaktivt materiale i et aktivt tildekkingslag. En annen fordel med olivin er at det utvinnes på Vestlandet, slik at transportlengden er moderat. Olivin har i tillegg en høy egenvekt noe som gjør det enklere å plassere ut massene i et strømrikt område.

O Oliven kan skaffes til en pris mellom 80 og 120 NOK pr. tonn.

Tildekking av et 30000 m² stort område med ca 50 cm olivin vil i direkte materialkostnader koste i størrelsesorden ca. 6 mill NOK.

6.3 Eksperimentelt arbeid - metoder**6.3.1 Feltarbeid**

Kvikksølvforurensede sedimenter fra 150-160 meters dyp i nærområdet rundt vraket av U-864 ble 19. juni 2006 samlet inn fra fartøyet "Fangst". Sedimentene ble hentet opp med van Veen grabb og plassert i godkjente transporttønner for transport til marin forskningsstasjon på Solbergstrand. Sedimentene bestod hovedsakelig av sand og grus. Bunnen var meget hard, noe som gjorde det vanskelig å få opp nok prøvemateriale.

6.3.2 Eksperimentell design på Marin Forskningsstasjon Solbergstrand

Forsøket ble gjort i plexiglassbokser (50x50 cm) med ca. 15 cm homogenisert kvikksølvforurensset sediment fra vrakområdet. Homogeniseringen gjøres fordi tidligere undersøkelser har vist at det er store variasjoner i sedimentenes innhold av kvikksølv nær vraket. 14 dager etter utlegging av forurensede sedimenter ble det plassert 10 cm med 5 ulike typer dekkmasser (

Tabell 4) over de forurensede massene. Bruk av bauxite og olivin er foreslått på grunnlag av utenlandske erfaringer. I tillegg ble utlekkings testen gjort på et sediment uten tildekkingsmasse. Over tildekkingslaget var det ca. 10 cm med vann som kontinuerlig skiftes ut (2 ml/min). Gjennomstrømningsvannet ble tatt inn fra 60 meters dyp i Oslofjorden. Boksene ble plassert i vannbad for å unngå store temperatursvingninger

Utlekkingstester av denne typen er gjort i en rekke prosjekter på Solbergstrand i tidsrommet 1986 – 2006, hvor resultatene er brukt som en del av beslutningsgrunnlaget for tiltak. NIVA har således opparbeidet en betydelig kompetanse på dette området.

Figur 10 viser det eksperimentelle oppsettet på marin forskningsstasjon på Solbergstrand



Figur 11. Kjerneprøvetaking i sedimentboksene



Figur 12. Eksperimentelt oppsett.



Figur 13. Kjerne med tildekkingslag over det kvikksølvforurensede sedimentet.

6.3.3 Kjemiske analyser

Vannprøver

Prøver for analyse av kvikksølvkonsentrasjonen i vannmassene over sedimentene ble tatt ut med 1 ukes mellomrom (Tabell 5). Prøvene ble lagret kjølig for senere analyse av kvikksølv. Det ble benyttet en kvikksølvanalysator med tilhørende kalddampsgenerator til analysene. Dette er en bærbar kvikksølvmåler basert på atomabsorpsjonsspektroskopi, beregnet på feltbruk. Måleprinsippet er at lys fra en kvikksølvlampe passerer gjennom en målecelle og detekteres av et fotomultiplikatorrør. Ved nærvær av kvikksølv damp i målecellen vil dette lyset absorberes og svekkelsen blir et mål for kvikksølvkonsentrasjonen.

Vannprøvene ble konserverte med salpetersyre etter prøvetaking. Selve målingen av kvikksølv skjer ved at en porasjon av prøven tilsettes en løsning av tinnklorid og dermed reduseres kvikksølvforbindelsene i prøven til elementært flyktig kvikksølv. Dette skilles ut av løsningen i en gass/væskeseparator og føres til instrumentets målecelle. Praktisk deteksjonsgrense for målingene er 1 ng/l. Det ble valgt å analysere vannprøvene med 14 dagers intervaller. Dette

fordi de vannprøvene etter tildekking ikke viste tegn til forhøyede kvikksølvkonsentrasjoner i vannmassene.

Sedimentprøver

Etter ca 2 mnd. ble sedimentene i de ulike boksene snittet i 1 cm intervaller (0-1 cm. 1-2 cm... osv), gjennom tildekkingslaget og 2-3 cm ned i de underliggende kvikksølvforurensede sedimentene. Det ble benyttet en kvikksølvanalysator med tilhørende ovnsenhet til analysene av sedimentprøver (analyseprinsippet beskrevet ovenfor).

Prøvene ble homogenisert ved å røre godt rundt i prøvebeholderen. Deretter ble det tatt ut en liten delprøve i aluminiumsskåler til tørking i varmeskap ved 60 °C. Den tørre prøven ble så homogenisert ytterligere ved knusing i morter og en bestemt mengde prøve overført til et veieskip. Dette ble så overført til feltanalysatoren for måling.

Selve målingen av kvikksølv skjer ved at veieskipet inneholdende prøven føres inn i en ovn. Kvikksølvet i prøven vil da fordampe og suges inn i målecellen. Praktisk deteksjonsgrense for målingene er ca. 0,001 mg/kg.

Tabell 5. Program for uttak av vannprøver.

Dato	Tidspunkt	Prøvetype	Analysert
22/6-06	0	12 stk. vannprøver (før utlegging av dekklag)	Ja
29/6-06	0	12 stk. vannprøver (før utlegging av dekklag)	Ja
Utlegging av dekklag (Etter vannprøvetaking 29/6-06)			
6/7-06	7 dager (1 uke)	12 stk. vannprøver	Ja
13/7-06	14 dager (2 uker)	12 stk vannprøver	Ja
20/7-06	21 dager (3 uker)	12 stk vannprøver	Ja
27/7-06	28 dager (4 uker)	12 stk. vannprøver	Nei
3/8-06	35 dager (5 uker)	12 stk vannprøver	Ja
10/8-06	42 dager (6 uker)	12 stk vannprøver	Nei
17/8-06	Etterarbeid	12 stk vannprøver	Ja

6.4 Resultater

6.4.1 Vannprøver

For å kontrollere forskjellen i kvikksølvkonsentrasjonen i vannmassene før og etter utlegging av dekklag ble det samlet inn vannprøver. Det ble analysert vannprøver samlet inn ved 6 tidspunkter (2 før og 4 etter tildekking av de kvikksølvforurensede sedimentene). Tabell 6 gir en oversikt over analyseresultatene fra vannprøvene.

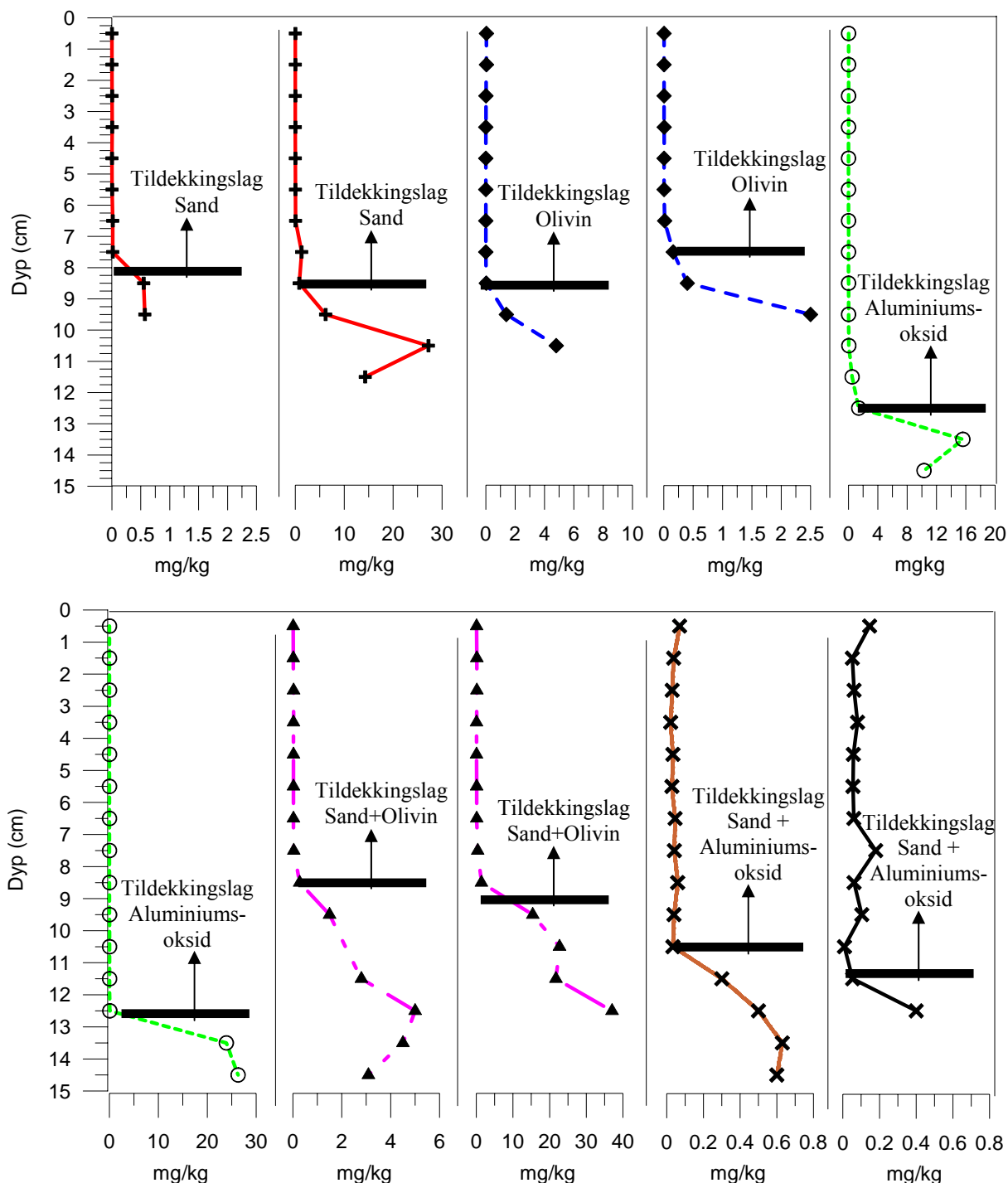
Resultatene fra vannprøvene viser en nærmest 100 % effektivitet med hensyn på blokkering av kvikksølvtransport gjennom dekklaget. En av boksene (Boks 10) viste ingen tegn til nedgang i kvikksølvkonsentrasjon i vannmassene. Årsaken til dette var trolig en sprekk i karet som har medført kontaminering av vannmassene. En kan utelukke at der har vært en transport gjennom tildekkingslaget i og med at tildekkingslaget ikke er kvikksølvforurenset (**Figur 14**). I boks 10 ble det også påvist en liten økning av kvikksølv i overflaten på tildekkingslaget, noe som også indikerer at forurensingen kommer ovenifra og ikke som en fluks gjennom sedimentet.

Tabell 6. Analyseresultater - vannprøver før og etter utlegging av dekklag.

Dato	Box-1	Box-2	Box-3	Box-4	Box-5	Box-6	Box-7	Box-8	Box-9	Box-10	Box-11	Box-12
22.06.2006	12	13	10	10	34	171	6	97	21	6	15	23
06.07.2006	18	14	3,3	13	14	41	6	39	7	2,0	37	29
Utlekking av dekklag (06/07-06)											Ingen dekklag	
13.07.2006	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	2,4	3	6,7
20.07.2006	<1	1,4	1,4	<1	<1	1,4	1,5	<1	<1	4,7	6,1	35
03.08.2006	<1	1,1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	4,0	8	71
17.08.2006	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	2	6,2	71
Prosent reduksjon etter utlegging av dekklag	100 %	100 %	100 %	100 %	100 %	100 %	100 %	100 %	100 %	0 %		

6.4.2 Sedimentprøver

To måneder etter utlegging av dekklaget ble sedimentene snittet i 1 cm intervaller fra sedimentoverflaten (overflaten av dekklaget) og ned i de kvikksølvforurensede sedimentene. Dette ble gjort for å kontrollere transport av kvikksølv fra de forurensede sedimentene og inn i dekklaget. Det ble ikke påvist migrasjon av kvikksølv inn i dekklaget i noen av boksene (**Figur 14**). Dette viser at det innenfor det relativt korte tidsrommet forsøket ble gjennomført ikke var forskjell mellom de ulike dekkmaterialene. Det bør derfor vurderes å bruke et materiale som ut fra kostnad, tilgjengelighet og rent fysiske egenskaper (tyngde etc.) er best egnet.



Figur 14. Kvikksølvkonsentrasjon i ulike tildekkingslag og forurensede masser etter ca 2 mnd. eksponering. 0-dypet er overgangen mellom overflaten på dekklag og vannmasser. Alle konsentrasjoner er oppgitt på tørrvektsbasis.

6.5 Konklusjoner - eksperimentelt arbeid

- Resultatene var entydige. Uansett valg av dekkmasse vil selv et lag på 10 cm stoppe utlekkingen med tilnærmet 100 % effektivitet. Det bør påpekes at studiene er basert på målinger over en relativ kort periode (2 måneder).

- Det ble ikke påvist migrasjon av kvikksølv inn i dekklaget. Dette viser at dekklagene fungerer som ønsket.

7. Miljøutfordringer knyttet til miljømudring

7.1 Formål

Framskaffe relevant erfaringsmateriale om miljøeffekter knyttet til mudring av sterkt forurensede sedimenter.

Miljømudring er en teknikk som kan anvendes i tilfeller der man av miljømessige eller tekniske hensyn ikke kan la sedimentene ligge urørt eller der tildekking ikke kan benyttes. Mudring benyttes generelt på begrensede flater, primært ”hot spots”, og der det er behov for utdyping. Grunnforhold og masstype vil ha innvirkning på valg av mudringsmetode.

7.2 Nasjonale og internasjonale erfaringer

I Norge er det i de senere år gjennomført en rekke pilotprosjekter knyttet til tiltak på forurensede sedimenter, hvor uttesting av ulike mudringsmetoder har vært gjennomført (bl.a. Sandefjord og Trondheim). Målsettingen har vært å framskaffe erfaring med ulike metoder og hvilke deponeringsløsninger som egner seg. Det er viktig at mudring og deponering sees i sammenheng. I tillegg til pilotprosjektene, som i hovedsak ble gjennomført i perioden 2001 - 2002, er det vunnet erfaring gjennom sedimentoppryddingen på Haakonsvern (sugemudring og deponering i strandkant), samt en rekke mindre mudreprosjekter knyttet til utdyping av farleder. For tiden foregår et større mudringsarbeid i Oslo havn med dypvannsdeponering.

Oftest er behovet for å fjerne masse tiltak som gjennomføres for å tilrettelegge for anleggsvirksomhet eller øke seilingsdypet i havner og farleder. Men ettersom denne type mudring involverer forurensede sedimenter vil miljøaspektet komme som et tillegg og mudringen må gjennomføres på en mest mulig skånsom måte (”miljømudring”).

Med utgangspunkt i miljø er det en generell enighet både internasjonalt og nasjonalt (se rapport fra Nasjonalt råd for forurensede sedimenter, 2006) at mudring er et stort teknisk inngrep hvor miljøgevinsten er usikker av følgende årsaker:

- Uansett valg av mudringsmetode har vist et betydelig problem knyttet til restforurensning, som delvis skyldes problemet med 100 % fjerning av forurensede masser og /eller tilbakeføring av forurensede sedimenter til mudreområdet fra omliggende sedimenter som er forurenset.
- Problemet med restforurensning i mudrede områder kan løses ved å gå over området på nytt for å fjerne det forurensede toppsjiktet. Alternativet er å overmudre (dvs. mudre godt ned i rent sediment) evt. dekke til restforurensingen med rene masser. Selv om det løse topplaget kan inneholde betydelig konsentrasjoner av miljøgifter, er dette miljøgiftlageret lite, ettersom det løse sedimentet består ofte av 90 % vann.
- Ved mudring eksponeres eldre sedimenter som kan være betydelig mer forurenset enn overflatesedimentene og dermed økt risiko for spredning av miljøgifter til omgivelsene.

- Partikkelspredning fra mudreaktiviteten og problemet med å effektivt hindre dette ved hjelp av siltgardin.
- De fleste mudringsmetodene medfører en betydelig sjøvannsinnblanding som medfører problemer knyttet til deponering – enten denne skal foregå i sjø eller på land.
- Etablering av deponier (på land eller i sjø) legger beslag på arealer og skaper lett brukerkonflikter. I tillegg er alle deponier en potensiell forurensningskilde ved at miljøgifter lekker til omgivelsene.
- Mudring er svært kostnadsdrivende og ut fra et miljøperspektiv er neppe mudring kost-nytte-effektivt.
- Mudring har i stor grad vært gjort på grunt vann (< 50 m) og i begrensede områder med høyt forurensningsnivå.

Ved en eventuell mudringsoperasjon ved vraket av U-864 kan det være en risiko for at forurensede sedimenter som ligger utenfor selve mudreområdet transporteres med bunnstrømmer inn i det mudrede området. Ved en utgraving og en fordypning vil strømmer av naturlige årsaker forsøke å utjevne dybdeforskjellene på bunnen ved å erodere hvor det er grunnere og sedimentere hvor det er dypest.

Det er også kjent at mudringsoperasjoner oftest medfører en kortvarig spredning av miljøgifter under selve tiltaket. Mengden vil variere med hensyn til valg av mudringsmetode, men uansett forventes en viss spredning av forurensing under en mudringsoperasjon. Problemets omfang vil i stor grad også være avhengig av hvor dyktig entreprenørene er til å bruke mudringsutstyret for å unngå mest mulig oppvirling.

Mekanisk mudring gir som regel større tap av partikler under mudring enn for eksempel sugemudring og kan derfor medføre større spredning av miljøgifter til omgivelsene. Sugemudring vil derimot føre til langt større vanninnblanding og problemer vedrørende sluttdisponering av massene.

Tabell 7 oppsummer fordeler og ulemper med noen aktuelle mudringsmetoder.

Tabell 7. Fordeler og ulemper ved ulike mudringsteknikker

Mudringmetode	Fordeler	Ulemper
Sugemudring • Ved sugemudring suges sedimentene opp fra sjøbunnen. Sedimentene går siden via en rørledning til mudringsfartøyet/lekteren eller direkte til et deponi/behandlingssted.	• Egnet til miljømudring, til deponering i poser hvor overskuddsvann kan dreneres gjennom poreåpningene i posen, og til strandkantdeponi med filter. • Fungerer godt under mange typer bunnforhold hvor det skal fjernes lag av forurenset sediment som er mulig å suge. • Generelt lite spredning av forurensede partikler under mudringsoperasjonen.	• Sugemetoder kan være mindre egnet for grove/harde morenemasser, masser med mye steininnslag og fine leire/siltfraksjoner som kan klebre seg. • Teknisk utfordrende på grunn av store dyp og sterk strøm ved Fedje • Utstyret er ømtålig for søppel og andre obstruksjoner på bunnen. • Tilfører mye vann til sedimentet, noe som setter begrensninger på deponerings- og behandlingsmetodene. • For kohesiv fast sjøbunn (leire) kreves mekanisk bearbeiding (cutter eller vannspyling) før det er mulig å suge. • Risiko for spredning av forurensingen ved utslippspunktet
Grabbmudring	• En relativt kostnadmessig rimelig	• Mudringen blir mer uøyaktig ved store

Grabbmudring er den mest brukte mudringsmetoden i Norge. Metode brukes spesielt ved utdyping og vedlikeholds-mudring.	mudringsmetode. <ul style="list-style-type: none"> • Kan mudre med små vannmengder slik at avvanning kan minimeres. • Kan mudre til store vandyp Lett tilgjengelig utstyr over hele landet. 	vanddybder <ul style="list-style-type: none"> • Stein og vrakdeler kan forårsake at grabben ikke lukker seg helt og gir økt partikkelspredning. • Hvis grabben slippes med for stor hastighet mot sjøbunnen skjer oppvirvling. • Kan ta lang tid ved mudring på store dyp dersom grabben må heises til overflaten hver gang.
Visirgrabb mudring	<ul style="list-style-type: none"> • Lite kunnskap. • Lite vanninnblanding • Egnet for harde masser 	<ul style="list-style-type: none"> • Tidkrevende • Moderat spredning • Tungt utstyr • Mye metodeutvikling gjenstår med hensyn på håndtering av massene på sjøbunn
<u>Pneuma mudring</u> Pneumapumpen består av tre tanker koblet sammen på et munnstykke, samt en distributor som fordeler trykkluft og vakuum mellom tankene. Systemet fungerer ved at massene suges inn i tankene ved hjelp av vakuum og skyves videre med trykkluft.	<ul style="list-style-type: none"> • Mindre spredning av forurensning under selve mudringsoperasjonen sammenlignet med mekanisk mudring. • Grunnet den store innløpshastigheten til sedimentet, blir det tilført lite ekstra vann under mudringen i forhold til den vannmengden som er naturlig i sedimentet. • Ved normal drift er det lite oppvirvling ved selve munnstykket. • Pumpen har stor kapasitet og har "ingen" begrensninger på arbeidsdybde. 	<ul style="list-style-type: none"> • Sjøppl og andre vrakdeler som befinner seg nede i sedimentet er det største problemet og kan forårsake driftsproblemer. • Begrensning i type masser som kan mudres, hardhet og mye stein. Harde masser med mye stein er vanskelig. • Lite erfaring med pneuma mudring i fullskala miljøprosjekter, bortsett fra pilotprosjektet i Sandefjord.
<u>Augerhead mudring</u> Augerhead fungerer ved at det skapes et undertrykk i slangen slik at massen blir dratt inn i Augeren. Hastigheten på Augeren er lav, og det er liten oppvirvling av masser under arbeid.	<ul style="list-style-type: none"> • Direkte pumping til deponi. Lav hastighet og dermed liten oppvirvling. • Mindre innblanding av vann (30-60%) enn tradisjonell sandsuging. • Systemet har gitter som hindrer større partikler/sjøppl å bli dratt inn. 	<ul style="list-style-type: none"> • Kapasiteten kan variere en del, avhengig av bunnforholdene. Til å mudre hardere masser kan det settes på et kutterhode på pumpen, men den gir en litt lavere kapasitet. • Begrenset arbeidsdybde, ca. 20 meter.

Kilder: Eggen et al. 2006 (Nasjonalt råd for forurensede sedimenter. Notat. Metoder og metodikk).

Hinton, J. 2001. Mercury contaminated sites : A Review of Remedial Solutions.

NIMD (National Institute for Minamata Disease) Forum 2001. Mar. 19-20, 2001,

Minamata, Japan. http://www.facome.uqam.ca/pdf/Minamata_Forum_2001.PDF

7.3 Fordeler og ulemper ved mudring nær vraket av U-864

Fordeler

1. Fjerner forurensset materiale på permanent basis (men neppe 100 %).
2. Kan lokalisere løse kvikksølvbeholdere på sjøbunn.
3. Gjør det mulig å ta opp løse kvikksølvbeholdere som ligger nedgravd i sedimentene innenfor tiltaksområdet.

Ulemper

1. Ammunisjon. Nedgravd ammunisjon utgjør risiko for eksplosjoner under selve mudreprosessen.
2. Løse kvikksølvbeholdere kan gå i stykker under selve mudringsoperasjonen og medføre spredning av kvikksølv til omgivelsene.
3. Harde sedimenter og mye stein kan medføre vanskeligheter med mudringen. Større objekter som steiner og vrakdeler må flyttes/tas opp før en eventuell mudring kan starte.
4. Stor fare for spredning av kvikksølv under selve mudringen. Hvor stort problemet er, vil avhenge av mudringsteknikken. Uansett må kortvarig økning i eksponeringen av kvikksølv forventes.
4. Vanskelig å iverksette tiltak for å redusere partikkelspredning som f.eks bruk av siltgardin på grunn av sterk strøm, stort vanndyp og behovet for sikt og tilkomst under selve mudringsoperasjonen.
5. Store mengder forurensede masser iblandet vann som må håndteres i etterkant. Ikke realistisk å få til in-situ avvanning (må skje etter transport til land).
6. Etter mudring må massene transporteres til godkjent avfallsmottak hvor massene behandles i henhold til håndtering av spesialavfall.
7. Human eksponering av kvikksølv damp i forbindelse med frakt og lagring.
8. Det forurensede området rundt vraket a U-864 er meget kupert noe som kan gjøre det vanskelig å få gjennomført en presis mudring.
9. Spesielt høye kostnader på grunn av mudring på stort vanndyp og høye deponeringskostnader i spesialavfallsmottak.
10. Sterk strøm, stort vanndyp og mye dårlig vær gjør at risikoen forbundet med en eventuell mudringsoperasjon relativt stor. En vil trolig være avhengig av flere fartøyer og som vil kunne komme i konflikt med hverandre på overflaten i forbindelse med fortøyninger og navigering.

Konklusjonen knyttet til en vurdering av mudring rundt vraket av U-864 vil være at mudringen bør begrenses til et minimum og i hovedsak være motivert ut fra et praktisk behov for å komme til kjøleeksjonen til vrakdelene for om mulig å hente ut kvikksølv fra vraket. Mudring kan ikke i dette tilfelle anbefales som et miljøtiltak for å eliminere en potensiell miljørisiko knyttet til kvikksølvforurensning.

8. Kostnadsoverslag i forbindelse med tildekking og innkapsling av vrakdeler

8.1 Formål

Målsettingen: Målet er å framskaffe grove kostnadsestimater basert på erfaringstall fra andre prosjekter som kan inngå i en kost-nytte vurdering.

8.2 Tildekking av sedimenter – kostnader

Det er flere faktorer som bidrar i kostnadssammenheng knyttet til tildekking av forurensede sedimenter:

- Anskaffelse av egnet dekkmasse (enhetspris (per tonn) og fraktkostnader)
- Utleggingskostnader, inkludert fartøykostnader(anleggsarbeid)
- Kontrollprogram i forbindelse med anleggsarbeidet og overvåking av effekten av tildekkingen i etterkant

Erfaringstall som eksisterer varierer mye som følge av at grunnlaget for prising ikke er sammenlignbart. I en del tildekkingsprosjekter er lokalt tilgjengelige dekkmasser definert som overskuddsmasse og gjort gratis tilgjengelig slik at anskaffelseskostnadene kun er knyttet til frakt. Noen opererer kun med direkte kostnader forbundet med arbeidsinnsatser som arbeid(tid), utstyr, materiale, energi, deler etc., mens andre også inkluderer indirekte utgifter som prosjektering, avgifter, energi, kartlegging og testing. I USA pleier de indirekte kostnadene å legges på 10-15 % av de direkte kostnadene (EPA, 1994).

Tabell 8. Eksempler på kostnader (direkte kostnader) forbundet med in-situ tildekking. Tall fra: Naturvårdsverket rapport 5254-2003. Etterbehandling av förorenade sediment - en vägledning.

Sted	Beskrivelse	Kostnad per m ²
In-situ demoprojekt <i>Hamilton Harbour, Canada</i>	En overflate på 10 000 m ² dekkes med 0,5 m sand År: 1995	450 NOK /m ²
In-situtildekking <i>Denny Way, Seattle, USA</i>	Totalt overflate 12 000 m ² . År: 1989 Tildekkingsmaterialet gratis tilgjengelig fra vedlikeholdsmudring	28 NOK per m ²
In-situ tildekking <i>Eagle Harbor, USA</i>	Totalt 22 000 m ² dekkes med med 0,9 m rene masser fra vedlikeholdsmudring År: 1993	Kostnaden for selve utleggingen var 10 til 22 NOK /m ²
In-situ tildekking <i>Eitrheimsviken, Norge</i>	Totalt areal ca 90 000 m ² dekkes først med geotextilduk og så et 30-50 cm lag med sand År: 1992.	440 NOK/m ²
In-situ tildekking <i>Vansbro, Sverige</i>	En overflate på 6800 m ² tildekkes med geotextilduk og et 30 cm sandlag År: 1991-92	1200 NOK/m ²
In-situ tildekking <i>Turingen, Sverige</i>	En overflate på ca 800 000 m ² tildekkes med en gel som bindes av en	22 NOK/m ² 600 NOK/m ³ gel

	aluminiumsbasert fellingskjemikalie. År: 2001-2002	
--	---	--

I forbindelse med en potensiell tildekking av sedimentene i nærområdet til vraket av U-864 må vi ta utgangspunkt at det må betales for massene. Med utgangspunkt i sand vil det være to muligheter; sand fra sandtak eller "maskinsand" (knust pukk). Her er følgende enhetspriser innhentet (alle eks. moms):

- Sand: 75 NOK/tonn.(Franzefoss)
- Grus/Stein til armering: 100 NOK /tonn (Franzefoss)

Ved bruk av olivinsand i stedet for vanlig sand så er det antydnet en kostnad på ca. 100 NOK /tonn (spesifikk egenvekt på ca. 4 i motsetning til vanlig sand på 2.3).

I tillegg til den direkte kostnaden med sand kommer båtrater. Estimer foretatt av Kystverket (møtereferat: KyD, Statoil og Van Oord, 08:12:05) indikerer at utlegging av et 0,5 m sandlag i et 30.000 m² stort område vil koste i størrelsesorden 8,5-10 mill. I tillegg vil armeringslaget bestående av stein og grus på toppen kunne komme på 4-5 mill. En stor del av disse kostnadene er knyttet til båtlease. Denne vil variere mye fra år til år og er meget vanskelig å estimere.

Ved utarbeidelsen av tiltaksplan for Oslo havn ble det innhentet priser for tildekking med sand som inkluderte anskaffelse, transport og utlegging. Enhetsprisen man kom fram til her var NOK 260 /tonn. Det bør påpekes at det her ble tatt utgangspunkt i relativt kort transportstrekning og i tillegg skulle utleggingen skje på vanndyp på 15-20 m.

Ved utarbeidelsen av tiltaksplan for Bergen havn ble det innhentet informasjon om priser ved tildekking på vanndyp over 30 m og uten bruk av geotekstilduk på 120 NOK/tonn.

Så konklusjonen blir at tildekkingskostnadene varierer mellom 120 og 250 NOK/tonn. Hvis en tar utgangspunkt i en spesifikk egenvekt av massen på 2 og at dekkklagets tykkelse er 0.5 m tilsvarer dette en kostnad per areal på 120- 250 NOK pr. m². Ettersom en tildekking utenfor Fedje vil gi en ekstra utfordring i forhold til utlegging på stort vanndyp, og at transportstrekningen for masse vil kunne bli noe lengre i forhold til de estimatene som er gjort, bør det tas utgangspunkt i det høyeste estimatet. Hvis arealet som eventuelt skal dekkes til rundt ubåten settes til 30.000 m² og det velges et dekklag med en tykkelse på 50 cm vil kostnadene anslagsvis være 7,5 mill NOK eller ca. 12 mill hvis olivin velges i stedet for sand. I tillegg kommer armeringslaget (grusing) og overvåkningsprogram.

U.S Navy har estimert at det koster mellom 208 NOK - 865 NOK per m² å dekke til forurensede sedimenter i sine tildekkingsprosjekter. Igjen er det et spørsmål hvor mye av de reelle kostnadene som ligger inne i enhetsprisene. Men sannsynligheten er stor for at en enhetspris på 250 NOK m², ikke er for høyt anslått og at en tildekking av et areal på 30.000 m² ved ubåten kan komme opp i en kostnad på nærmere 7,5 - 12 mill NOK eksklusivt fartøyskostnader. Ettersom det vil være behov for å bruke spesialfartøyer med rørdføring for å få dekklaget på plass er det grunn til å tro at de totale kostnadene vil beløpe seg til 22 -30 mill NOK (se tabell 9).

Det er få referanseprosjekter knyttet til tildekking på dypt vann. Et eksempel som det ofte refereres til er tildekkingen på Palos Verdes shelfen utenfor California på vanndyp mellom 40

og 70 m (Palermo et al., 1999). Her ble det også laget kostnadsestimater. For å dekke til et område på 7.6 km² med et 45 cm dekklag ble det beregnet at dette ville koste mellom 190 mill NOK og 470 mill NOK. Dette tilsvarer en enhetspris på 25 – 62 NOK per m². Disse anslagene opererer med relativt lave enhetskostnader sammenlignet med de som er vist ovenfor selv om utgifter til overvåking er tatt med i et langsiktig perspektiv på 20 år (utgjør ca. 10-15% av totale kostnader). Det som gjør at prisene her kommer så lavt ut er sannsynligvis at dekkmassene er oppmudret ren, sjøbunn (gratis masse). Det betyr at man ikke betaler for anskaffelse av dekkmasser, bare for kostnader knyttet til oppmudringen og transporten.

I kostnadsoverslagene foretatt ovenfor er det ikke tatt hensyn til etablering av støttefylling for å hindre utgliding av masser dersom dette skulle være aktuelt. Behovet for en slik støttefylling vurderes av NGI. Kostnadene for utlegging av slike støttemurer er satt til 2-4 mill NOK. Disse tallene er meget usikre og vil blant annet avhenge av hvor mye støtte som kreves for å stabilisere massene.

Tabell 9 nedenfor oppsummerer kostnader ved tildekking av forurensede sedimenter. Alle tallene er grove overslag.

Tabell 9. Oppsummering kostnader ved tildekking av forurensede sedimenter.

Aktivitet	Mengde	Kostnad (NOK)
Dekkingsmasser (olivin)	15.000 m ³	6 mill
Tildekkingsmasser dekklag (grus/stein)	6.000 m ³	1 mill
Utlegging (båttid)	15-20 dager	7,5- 10 mill
Mob/demob(antatt kostnad)		2-3 mill
Planlegging (antatt kostnad)		1-1,5 mill
Miljøoppfølging/overvåkning		1-2 mill
Kontroll av dekklag 2 ganger (ROV)	2-3 dager	1-2 mill
Godkjenning av tildekkingsmateriale (test/analyse)		0,1 – 0,2 mill
Konstruksjon og utlegging av stabliseringsmur på sjøbunn. Behovet for dette er foreløpig ikke avklart. Kostnaden er meget usikker	3-4 dager	2-4 mill
Sum		22-30 mill

Det kan være aktuelt å fjerne eventuelle vrakdelar som kommer i konflikt med arbeid rundt vraket. Omfanget og kostnadene ved slike operasjoner er vanskelig å estimere i og med at en blant annet ikke vet hvor mange objekter som vil måtte fjernes, hvor hardt disse sitter i sedimentene og om de lar seg løfte. I tillegg vil funn av ammunisjon kunne forsinke slike operasjoner. Det kan også være behov for konstruksjon av spesialverktøy. Kostnader ved en eventuell flytting av objekter på sjøbunn er ikke lagt inn i budsjettene.

8.3 Innkapsling av vraket – alternative metoder og kostnader

Det eksisterer betydelig mindre erfaringstall fra kostnadsestimater knyttet til *in-situ* innkapsling av skipsvrak på sjøbunnen. Det foreligger et planarbeid knyttet til innkapsling av vraket av "Estonia" som sank i Østersjøen i september 1994 og hvor ca. 800 personer omkom – et arbeid som for øvrig ikke ble gjennomført. I tillegg har det vært planer om innkapsling og bygging av sakrofager rundt utfasede, atomdrevne ubåter i Russland.

Når det gjelder kostnader knyttet til innkapsling av vrak finnes lite tilgjengelig informasjon. Totalkostnadene i forbindelse med den planlagte innkapslingen av "Estonia" ble i 1994 avtalt til en fastpris på 352 mill SEK.

9. Referanser

Aller, R. C., and Aller, J. Y. (1992). "Meiofauna and solute transport in marine muds," *Limnol. Oceanogr.* 37(5), 1018-1033.

Anchor, 2001. Year 1 Monitoring Report. Interim Remedial Action, Log Pond Cleanup/Habitat Restoration Project, Bellingham, Washington. Prepared for Georgia Pacific West, Inc., Bellingham, Washington. Prepared by Anchor Environmental, L.L.C., Seattle, Washington. December 2001.

Boudreau, B. P. (1998). "Mean mixed depth of sediments: The wherefore and the why," *Limnol. Oceanogr.* 43(3), 524-526.

Brannon, J. M., Hoeppe, R. E., Sturgis, T. C., Smith, I., and Gunnison, D. (1985). "Effectiveness of capping in isolating contaminated dredged material from biota and the overlying water," Technical Report D-85-10, U.S. Army Engineer Waterways Experiment Station, Vicksburg, MS.

Brannon, J. M., Hoeppe, R. E., Smith, I., and Gunnison, D. (1986). "Long-term effectiveness of capping in isolating Dutch Kills sediment from biota and the overlying water," Miscellaneous Paper EL-86-8, U.S. Army Engineer Waterways Experiment Station, Vicksburg, MS.

Clarke, D. G., Palermo, M. R., and Sturgis, T. C. (2001). "Subaqueous cap design: Selection of bioturbation profiles, depths, and rates," DOER Technical Notes Collection (ERDC TN-DOER-C21), U.S. Army Engineer Research and Development Center, Vicksburg, MS. www.wes.army.mil/el/dots/doer

Erickson G.M., Mauseth, G.S., Sacha L.A., Hotchkiss, D.A., 2004. Port of Seattle Pier 64/65 thin-layer sediment cap; Monitoring results 1994-2004. Abstract. http://www.engr.washington.edu/epp/psgb/2005psgb/2005proceedings/Papers/D2_ERICK.pdf

EPA 905-R94-003. October 1994: Assessment and Remediation of Contaminated Sediments (ARCS) Program.

EPA (2005). The Contaminated Sediment Remediation Guidance for Hazardous Waste Sites. EPA-540-R-05-012 OSWER 9355.0-85

Gunnison, D., Brannon, J. M., Sturgis, T. C., and Smith, I. (1987). "Development of a simplified column test for evaluation of thickness of capping material required to isolate contaminated dredged material," Miscellaneous Paper D-87-2, U.S. Army Engineer Waterways Experiment Station, Vicksburg, MS.

- Hjulstrøm, P. (1935)
Studies of the morphological activity of rivers as illustrated by the river Fyris.
Inaugural dissertation. Uppsala Universitet. Bulletin, Vol. 25, 1934-35, pp. 221-527.
- Kleiv, R.A (1999). Geokjemisk stabilisering av forurensede sedimenter. Miljøaktuelt nr.6.
- Krantzberg, G. (1985). "The influence of bioturbation on physical, chemical and biological parameters in aquatic environments: A review," Environ. Pollut. (Ser. A) 39, 99-122.
- Lee, H., II, and Swartz, R. (1980). "Biological processes affecting the distribution of pollutants in marine sediments. I. Biodeposition and bioturbation," Contamination and sediments. R. A. Baker, ed., Vol. 2, Ann Arbor Science, Ann Arbor, MI.
- Liu, J., Reible, D.D., Valsaraj, K., Devai, I. and R.D. Delaune. Observations of mercury fate and transport beneath a sediment cap (in prep.)
- Matisoff, G. (1995). "Effects of bioturbation on solute and particle transport in sediments." Metal contaminated aquatic sediments. H. E. Allen, ed., Ann Arbor Press, Chelsea, MI, 201-272.
- Moo-Young, H, Myers, T., Tardy, B., Ledbetter, R., Vanadit-Ellis, W. and K. Sellasie (2001) Determination of the environmental impact of consolidation induced convective transport through capped sediment. Journal of Hazardous Materials, 85, 53-72
- Nasjonalt råd for forurensede sedimenter (2006). Tiltak mot forurensede sedimenter. Anbefalinger og synspunkter fra Nasjonalt råd for forurensede sedimenter (synteserapport)
- Officer, C. B., and Lynch, D. R. (1989). "Bioturbation, sedimentation and sediment-water exchanges," Estuar. Coast.Shelf Sci. 28, 1-12.
- Palermo, M. R., Clausner, J. E., Rollings, M. P., Williams, G. L., Myers, T. E., Fredette, T. J., and Randall, R. E. (1998a). "Guidance for subaqueous dredged material capping," Technical Report DOER-1, U.S. Army Engineer Waterways Experiment Station, Vicksburg, MS.
www.wes.army.mil/el/dots/doer/pdf/doer-1.pdf
- Palermo, M. R., Miller, J., Maynard, S., and Reible, D. (1998b). "Guidance for in-situ subaqueous capping of contaminated sediments," EPA 905-B96-004, U.S. Environmental Protection Agency, Great Lakes National Program Office, Chicago, IL.
www.epa.gov/glnpo/arcs/EPA-905-B94-003/EPA-905-B94-003-toc.html
- Palermo, M. R., Schroeder, P., Rivera, Y., Ruiz, C. E., Clarke, D. G., Gailani, J., Clausner, J., Hynes, M., Fredette, T., Tardy, B., Peyman-Dove, L., and Risko, A. (1999). "Options for in situ capping of Palos Verdes shelf contaminated sediments," Technical Report EL-99-2, U.S. Army Engineer Waterways Experiment Station, Vicksburg, MS.
www.wes.army.mil/el/elpubs/pdf/trel-99-2.pdf
- Rhoads, D. C., and Carey, D. A. (1997). "Capping dredged materials in the New York Bight: Evaluation of the effects of bioturbation," Science Applications International Corporation

Report No. 374, Report No. 39 of the New York Mud Dump Series submitted to the U.S. Army Engineer District, New York.

Ruiz, C. E., Schroeder, P. R., and Aziz, N. M. (2000). "RECOVERY: A contaminated sediment water interaction model," Special Report ERDC/EL SR-D001, U.S. Army Engineer Research and Development Center, Vicksburg, MS.

Rønberg, J.K., Borum, B.T., Vestergaard, A.B., 2006: Pilot capping of contaminated sediments in the port of Copenhagen. <http://www.carlbro.com/NR/rdonlyres/839C55B1-0713-42E9-9118-64DCE6E6322C/0/PilotcappingofcontaminatedsedimentsintheportofCopenhagen.pdf>

Sjøfartsverket (2005). Övertäckning. Estonia. Sjøfartsverket, 1995-02-10.

Smith, J. N., and Schafer, C. T. (1999). "Sedimentation, bioturbation, and Hg uptake in the sediments of the estuary and Gulf of St. Lawrence," *Limnol. Oceanogr.* 44(1), 207-219.

Thoma, G. J., Reible, D. D., Valsaraj, K. T., and Thibodeaux, L. J. (1993). "Efficiency of capping contaminated sediment in-situ: 2. Mathematics of diffusion-adsorption in the capping layer," *Environ. Sci. Technol.* 27(12).

Wang, Q., Kim, D., Dionysiou, D.D., Sorial, G.A. and D.Timberlake (2004). Sources and remediation for mercury contamination in aquatic systems – a literature review. *Env. Pollut.*, 131, 323-336.

McCave, 1984: Erosion, Transport & Deposition of Fine – Grained Marine Sediments. *Geol. Soc. London. Spec Publ.* 15, sid. 35

Postma H, 1967: Sediment Transport and Sedimentation in the Estuarine Environment. *Estuaries. Am. Assoc. Adv. Sci.* Washington DC

Sjøfartsverket; Övertäckning, Estonia; 1995-02-10. Description of Protective Cover of the Estonia; VBB–Anläggning; Stockholm 1996-05-10.

Uriansrud, F., Skei, J., 2005a: Miljørisikovurdering av kvikksølv ved sunket ubåt U-864, Fedje i Hordaland. Fase 1: Kvikksølvkartlegging. NIVA-Rapport Nr. 5022, ISBN 82-577-4723-8.

Uriansrud, F., Schaanning, M.T., Ruus, A., 2005b: Utlekking og bioakkumulering av kvikksølv fra sedimenter nær U-864. Resultater fra eksperimentelle undersøkelser. NIVA rapport 5089. ISBN 82-577-4795-5

Uriansrud F., Skei J. 2005c: Miljøovervåkning, sedimentkartlegging og miljørisikovurdering knyttet til Fase 1 kartlegging og fjerning av kvikksølvforurensing ved U-864. NIVA-rapport nr. 5092-2005. ISBN 82-577-4799-8.

Uriansrud, F., Skei, J., Mortensen, T, Dahl., I., 2006 (i trykk): Miljøovervåkning, sedimentkartlegging og miljørisikovurdering knyttet til Fase 2. kartlegging og fjerning av kvikksølvforurensing ved U-864. NIVA-rapport nr. 5092-2005. ISBN 82-577-4799-8.

Vedlegg A. Input-data - capping model

Capping Model Design Results Summary			USER INPUT		
Contaminant Properties					
Kvikksølv		Name of contaminant			
7.31E-05	(kg / m3)	Equilibrium solubility of contaminant in water			
6.30E-10	(m2 / s)	Binary diffusivity of the chemical in water			
173000	(m3 / kg)	Organic carbon-water partition coefficient			
Inf	(s)	Half-life of contaminant			
Sediment Properties					
0.1	(m)	Sediment dispersivity			
2300	(kg / m3)	Particle density of sediment			
4.83E-11	(m / s)	Average seepage velocity			
0.152	(m)	Sediment consolidation distance			
0.5	(s)	Sediment consolidation time			
0	(m / s)	Sediment deposition velocity			
Contaminated Region Profile					
1		Number of contaminated regions			
1	2	3	4		Contaminated sediment region (1 is uppermost sediment region)
0.5	0	0	0	(m)	Sediment region thickness
0.00054	0	0	0	minant / kg	Initial average region loading
0.7	0	0	0	(none)	Sediment Porosity
0.03	0	0	0	(none)	Fraction organic carbon (FOC) of sediment
Properties of Capping Materials					
1		Number of Cap Layers			
1	2	3		Cap Layer (1 is bottommost cap layer)	
0.5	0	0	(m)	Initial cap layer thickness	
0	0	0	(m)	Consolidation distance of cap layer	
0.0005	0	0	(none)	Fraction organic content (FOC)	
0.5	0	0	(none)	Porosity of cap material	
2957	0	0	(kg / m3)	Partical density of cap material	
0.914	0	0	(m)	Dispersivity of cap material	
Upper Cap Properties					
3	(m)	Exposed height of armor rocks (0 if none)			
0.1	(m)	Height of bioturbation zone			
3.17E-11	(m2 / s)	Biodiffusion coefficient			
Water Column Properties					
150	(m)	Depth of water column prior to cap placement			
0.025	(none)	Manning friction factor at water/sediment interface			
0.5	(m / s)	Average linear velocity of stream			
Post Consolidation Cap Layer Height					
0.1	(m)	Bioturbation zone			
0	(m)	Cap Layer 3			
0	(m)	Cap Layer 2			
0.4	(m)	Cap Layer 1			

Vedlegg B. Synspunkter fra Sediment Management Working Group (SMWG) - møte i september 2006.

Bakgrunnsinformasjon – SMWG.

Sediment Management Working Group (SMWG) i USA består av ca. 120 personer fra amerikansk industri, konsultentselskaper, universiteter, US Environmental Protection Agency (EPA) og US Army Corps of Engineers (USACE) som aktivt arbeider med miljøproblemer og tekniske utfordringer knyttet til sedimenter i marine områder, elver og innsjøer. Representantene kommer utelukkende fra USA, med unntak fra en representant fra NIVA (Jens Skei).

Synspunkter på remediering av forurensede sedimenter nær vraket av U-864 utenfor Fedje.

Jens Skei holdt foredrag om forurensningsproblemet knyttet til U-864 utenfor Fedje med fokus på tiltaksalternativer. Foredraget vakte stor oppmerksomhet fordi at dette er et spesielt forurensningsproblem (store mengder metallisk kvikksølv, stort vanndyp, kraftig bunnstrøm).

De synspunkter som kom fram kan summeres på følgende måte:

- De undersøkelser som NIVA har gjort viser at kvikksølvet i sedimentet lar seg metyllere, at det er mobilt (høye konsentrasjoner i porevann) og at det er biotilgjengelig (opptak i sedimentlevende dyr). På grunnlag av den dokumentasjonen er det i følge SMWG sannsynliggjort at miljørisikoen er betydelig og at de tiltak som besluttet bør være godt gjennomtenkt.
- Det ble uttrykt en generell skepsis til spørsmålet om å heve vraket fordi dette ville medføre en stor anleggsoperasjon med stor fare for oppvirvling og forstyrrelse av kvikksølvforurensede sedimenter. På grunn av stort vanndyp og betydelig strøm vil det ikke være praktisk mulig å kontrollere spredningen av kontaminerte sedimenter. Miljøeffektene ville bli lite forutsigbare.
- Spørsmålet om mudring ble også adressert. SMWG har i lengre tid vært skeptisk til mudring som metode for å løse et miljøproblem. Det skyldes i første rekke problemet med restforurensing etter mudring. Erfaringer i USA viser at det omtrent er umulig å unngå en restforurensing hvor nivået av forurensning i overflatelaget er høyere enn den var før mudring (oppkonsentrering). Det skyldes vanligvis effektiv fjerning av grove sedimenter med lavt innhold av forurensning, mens finkornede sedimenter med høyt forurensningsinnhold i mindre grad fjernes. De mente derfor at det ville være riktig å begrense mudring til det som er strengt tatt nødvendig for å fatte beslutning om hva som skal skje med selve vraket..
- SMWGs holdning til tildekking er at dette er en effektiv og kost-nytte-effektiv metode hvor risiko knyttet til utføring av selve tiltaket er svært liten. Amerikanske erfaringer viser at selv relativt tynne tildekkingslag effektivt holder tilbake forurensing, inkludert kvikksølv. Når det gjelder eventuell tildekking ved vraket av U-864 ble det kommentert at det ikke bør tilsiktes å bruke tynnsjikttildekking ettersom det er en stor utfordring å legge ut et tynt lag på 150 m dyp.
- Det ble påpekt at man må være oppmerksom på eventuell grunnvannsutstrømning på havbunnen, spesielt i områder med så ujevn bunntopografi. Det bør derfor gjøres en hydrogeologisk vurdering av sannsynligheten av grunnvannsutstrømning, som ville ha negativt innvirkning på tildekking.
- Erfaring i USA med ”innovative capping”, dvs. bruk av aktive substanser i dekklaget som er gunstig i forhold til adsorpsjon av forurensende stoffer har ikke dokumentert at disse tilsetningsstoffene har hatt spesielt fordelaktige egenskaper i forhold til bruk av sandig

materiale. I diskusjonen om bruk av olivin som en eventuell tilsetningssubstans var det enighet om at olivin kunne være gunstig i forbindelse med sin store egenvekt.

- I følge SMWG er det ikke vist at bruk av ”multi layered caps” er mer effektive enn dekkmasse som iblandes et tilsetningsstoff. I forbindelse med U-864 ble det kommentert at det ville være mer hensiktsmessig å blande olivinsand inn i vanlig sand før utlegging enn å forsøke å legge det ut i to separate lag.
- Det var interesse for å utveksle erfaring mellom NIVA og universitetsmiljøer i USA som jobber med dette tilsvarende problemstillinger.